

**ZUR ÖKOLOGIE VON PINUS RADIATA-FORSTEN
IM BASKENLAND: STREU-PRODUKTION,
STREU-ABBAU UND BODENMAKROFAUNA**

DISSERTATION

zur Erlangung des Doktorgrades

Dr. rer. nat.

des Fachbereichs 2, Biologie/Chemie

der Universität Bremen

vorgelegt von

Pilar Barraqueta

aus Zaragoza (Spanien)

Bremen, Dezember 1985

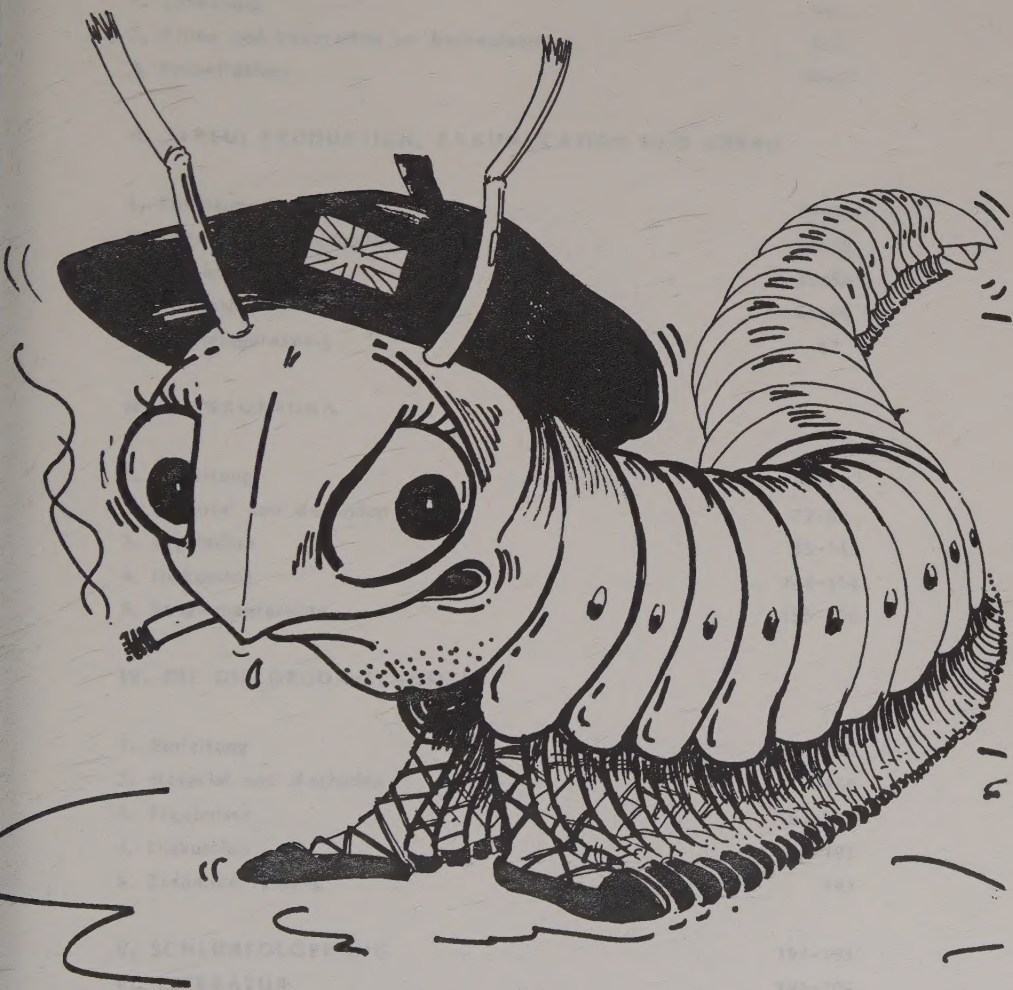
Für S. Menzel

ZUR ÖKOLOGIE VON PINUS RADIATA-FORSTEN
IM BASKENLAND: STREU-PRODUKTION,
STREU-ABBAU UND BODENMAKROFAUNA

DISSERTATION
zur Erlangung des Doktorgrades
Dr. rer. nat.
des Fachbereichs 2, Biologie/Chemie
der Universität Bremen

vorgelegt von
Pilar Barraqueta
aus Zaragoza (Spanien)

1. Gutachter: Prof. Dr. Gerhard Weidemann
2. Gutachter: Prof. Dr. Dietrich Mossakowski



"DIPLOPODUS VASCONICUM"

Inhaltsübersicht

I. ALLGEMEINER TEIL	Seite
1. Einleitung	1-5
2. Klima und Vegetation im Baskenland	6-9
3. Probeflächen	10-27
 II. STREU: PRODUKTION, AKKUMULATION UND ABBAU	
1. Einleitung	29-31
2. Material und Methoden	32-35
3. Ergebnisse	36-60
4. Diskussion	61-66
5. Zusammenfassung	67
 III. MAKROFAUNA	
1. Einleitung	69-71
2. Material und Methoden	72-82
3. Ergebnisse	83-143
4. Diskussion	144-154
5. Zusammenfassung	155-156
 IV. DIE DIPLOPODA-SYNUSIEN	
1. Einleitung	158-159
2. Material und Methoden	160
3. Ergebnisse	161-188
4. Diskussion	189-192
5. Zusammenfassung	193
 V. SCHLUßFOLGERUNG	194-195
VI. LITERATUR	196-206
Anhang: Tabellen	

I. Allgemeiner Teil

1-27

1.	Einleitung	1-5
2.	Klima und Vegetation im Baskenland	6-9
3.	Probeflächen	10-27
3.1	Geographische Lage und geologischer Untergrund	10
3.2	Probeflächenbeschreibung	10-16
3.3	Mikroklima	17-18
3.4	Bodenkundliche Charakterisierung	19-22
3.4.1	Physikalische und chemische Analyse	19-21
3.4.2	Bodenprofile	22
3.5	Phytosozilogische Aufnahmen	23-27

1. EINLEITUNG

Die waldwirtschaftlich nutzbare Fläche des heutigen spanischen Baskenlandes (ohne Navarra) hat eine Ausdehnung von 482.840 ha, das sind 66,5 % der gesamten Landesfläche. Über ein Viertel davon ist Heide oder Weideland.

Die waldgenutzte Fläche umfaßt 353.120 ha (48,6 %). In den Provinzen Guipuzcoa und Vizcaya werden 59,5 bzw. 56,9 % von Wald bedeckt (Aranzadi 1981). Diese Werte sind viel höher als der prozentuale Waldanteil in Spanien (23,6 %) und auch als der durchschnittliche Waldanteil in Europa, der ca. 30 % der gesamten Fläche ausmacht.

Die geographischen, klimatischen und sozioökonomischen Gegebenheiten in den drei Provinzen bedingen eine unterschiedliche Zusammensetzung der Baumarten. In der Provinz Alava überwiegen die Laubwälder. In den atlantischen Provinzen Guipuzcoa und Vizcaya beträgt der Anteil der Koniferen 82 % bzw. 80 % an der gesamten Waldfläche. Davon macht die dominierende Art *Pinus radiata* D. Don, 81 % bzw. 85 % aus (Tab. 1).

Mit 162.319 ha *P. radiata*-Aufforstungen steht das Baskenland an 4. Stelle der Welt nach Chile, Australien und Neuseeland. Bezogen auf die Landesfläche aber bewegt sich der Anteil zwischen 0,05 % in Australien, 1,5 % in Neuseeland und 22,3 % im Baskenland (Ascacibar 1980).

Zu Beginn des 20. Jahrhunderts war das Baskenland praktisch entwaldet. Die Gründe dafür sind sehr vielfältig:

- Die Belieferung der zahlreichen Eisenhütten mit Holzkohle im 17. bis 19. Jahrhundert.
- Der Schiffbau in derselben Epoche.
- Die exzessive Überweidung im Zusammenhang mit dem Abbrennen von Wäldern zur Gewinnung neuen Weidelandes.

- Schließlich zerstörten von der Mitte des 19. bis Anfang des 20. Jahrhunderts zwei schwere Plagen (Tintenkrankheit der Kastanie und Eichenmehltau) fast alle übriggebliebenen Kastanien- und Eichenbestände in den mittleren und unteren Lagen von Guipuzcoa und Vizcaya.

Die Wiederaufforstungen begannen am Anfang des 20. Jahrhunderts mit unterschiedlichen Arten, hauptsächlich Koniferen. Dabei setzte sich die Anpflanzung von *P. radiata* immer mehr durch.

Diese kalifornische Kiefer, die in ihrem Ursprungsland nicht mehr als 6.000 ha bedeckt, ist besonders beliebt wegen ihres schnellen Wachstums (25-30 Jahre bis zur Schlagreife). Außerdem ist sie ein guter und billiger Rohstofflieferant für die zahlreichen Papiermühlen.

Die Landflucht im Zusammenhang mit der industriellen Entwicklung der letzten Jahre hat im großen Umfang dazu beigetragen, daß diese Art der Wiederaufforstung zunahm.

Die Eigentumsverteilung der Waldflächen hilft, die massive *P. radiata*-Aufforstung zu verstehen: 65 % der gesamten Waldflächen sind in Privatbesitz. In den atlantischen Provinzen Guipuzcoa und Vizcaya, wo *P. radiata* ihre größte Verbreitung findet, beträgt der Anteil des privaten Eigentums an der Waldfläche 85 % bzw. 82,5 % (Tab. 1).

Waldarten	Alava	Guipuzcoa	Vizcaya	Baskenland
<i>Pinus radiata</i>	16.550	59.027	86.742	162.319
Sonst. Koniferen	15.408	14.554	14.640	44.602
Total Koniferen	31.958	73.581	101.382	206.921
Laubwälder	70.199	33.749	16.754	120.702
Laub-u. Koniferenw.	5.885	11.520	8.092	25.497
Ges. Waldfläche	108.042	118.850	126.228	353.120
	(35.5 %)	(59.5 %)	(56.9 %)	(48.6 %)
Landesfläche	304.700	199.700	221.700	726.100
Privates Waldeigentum	25.370	101.468	104.548	231.548
	(23.5 %)	(85.0 %)	(83.0 %)	(65.5 %)

Tab. 1: Waldflächenzusammensetzung (ha) im Baskenland
(aus Inventario Forestal Nacional 1971)

Alle diese Daten weisen auf die außergewöhnliche Bedeutung des Waldes im Baskenland hin.

Die Tatsache, daß dieser Wald von einer nicht autochthonen Baumart beherrscht wird, läßt langfristig gravierende Einflüsse auf das gesamte Ökosystem erwarten.

Die Koniferenmonokulturen, überall ein umstrittenes Thema, haben im Baskenland zwischen radikalen Befürwortern und Gegnern heftige Auseinandersetzungen hervorgerufen. Sie wurden überwiegend in der Tagespresse geführt. Wissenschaftliche Arbeiten dagegen sind spärlicher geblieben. Zwei Arbeiten sind bemerkenswert: Die von Gandullo (1974) über die Ökologie der spanischen Kiefernwälder, die sich ausschließlich mit Bodenanalysen und phytosoziologischen Aufnahmen befaßt, und eine multidisziplinäre Studie der Gesellschaft ARANZADI (1981) über die Ökologie und Ökonomie der exotischen Koniferen im Baskenland. Die Arbeit enthält sehr viele punktuelle Informationen und ist besonders als Nachschlagewerk geeignet.

Kontinuierliche ökologische Untersuchungen in *P. radiata*-Aufforstungen in Europa sind bis jetzt nicht durchgeführt worden.

Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, die möglichen ökologischen Auswirkungen von großflächigen Aufforstungen mit *Pinus radiata* als Monokultur im Baskenland zu prüfen. Wichtig ist dabei zu untersuchen, wie die Sukzession der Bodenbiozönose, die eine tragende Rolle für das Funktionieren eines Ökosystems hat, in einer vom Menschen veränderten Landschaft erfolgt.

Um dieser Frage nachgehen zu können, ist es zunächst einmal notwendig, kontinuierliche Informationen über verschiedene Bereiche des Kiefernwald-Ökosystems zu gewinnen. In diesem Zusammenhang habe ich in dieser Arbeit folgende Schwerpunkte gesetzt und sie gleichzeitig in vier Teile gegliedert:

- Kapitel I: Allgemeiner Teil, der sich mit der Einführung in die Problematik und mit der Charakterisierung der Standortgegebenheiten befaßt.
- Kapitel II: Produktionsbiologischer Teil, in dem die Streuproduktion, -akkumulation und der Streuabbau von *P. radiata* untersucht wird und gleichzeitig erste Daten über den Nährstoff-Kreislauf gewonnen werden.
- Kapitel III: Ein allgemeiner faunistischer Teil, in dem die Sukzession der Bodenmakrofauna auf *P. radiata*-Aufforstungsflächen verschiedenen Alters dargestellt wird.
- Kapitel IV: Eine spezielle Betrachtung der Sukzession der Diplopoda als wichtiger Komponente der saprophagen Makrofauna unter der o.g. Fragestellung (s. Kap. III).

Die Durchführung dieser Arbeit ist nur möglich gewesen durch die hilfreiche Unterstützung verschiedener Personen und Institutionen. Mein besonderer Dank gilt:

- Prof. Dr. G. Weidemann (Universität Bremen) für ständige Ermunterung, wissenschaftliche Unterstützung und für die kritische Revision des Manuskripts,
- Prof. Dr. O. Kraus (Universität Hamburg) für die Einführung in die Taxonomie der Tausendfüßler und besonders Dr. J.P. Mauries (Museum National d'Histoire Naturelle, Paris), ohne dessen Hilfe die Bestimmung der neuen Diplopoda-Arten nicht möglich gewesen wäre,
- K. Mathes und Dr. H. Koehler für Hilfe bei der Einarbeitung in die Benutzung des Rechners und des SPSS-Programmpakets. Besonders auch H. Koehler für die hilfreichen Auseinandersetzungen,

- Dr. E. Oribe für die Bereitstellung eines Arbeitsplatzes im Ökologielabor der Universität des Baskenlandes (Bilbao),
- J. J. Peralta (SEFOCONA, Vizcaya), der die untersuchten Waldflächen zur Verfügung stellte,
- M. Domingo (SIMA, Derio), die die physikalischen und chemischen Analysen durchführte,
- J. Römbke (Battelle-Institut, Frankfurt) für die Bestimmung der Regenwürmer,
- Dr. M. Onaindia für die Mitarbeit an dem floristischen Teil,
- allen Studenten der Universität des Baskenlandes, die ein Jahr lang bei der anstrengenden Probennahme mitgeholfen haben, besonders Mar Basagoiti für die kontinuierliche Zusammenarbeit im Projekt,
- allen Mitarbeitern des Ökologielabors der o.g. Universität, die die extrem hohen Temperaturen des Kempson-Extraktionsgeräts lange Zeit ertragen mußten,
- allen Freunden, die auf irgendeine Weise an dieser Arbeit mitgewirkt haben.

Für die finanzielle Unterstützung danke ich dem Erziehungsministerium der Baskischen Regierung, das die Vergabe eines dreijährigen Stipendiums bewilligte.

2. KLIMA UND VEGETATION IM BASKENLAND

Das Baskenland hat kein einheitliches Klima. Im Norden überwiegt der Einfluß des Atlantischen Ozeans, im Süden der des Mittelmeeres. Die Provinz Vizcaya, in der die Studie durchgeführt wurde, hat ein typisch atlantisches Klima ohne hervorragende Kälte- oder Wärmeperioden und mit häufigen Regenfällen (langandauernder Sprühregen).

Die relative Luftfeuchte erreicht oft 70 % und übersteigt im Frühjahr und Herbst auch 80 %. Die mittlere Jahrestemperatur bewegt sich zwischen 12°C und 14°C. Die mittleren Jahresniederschläge liegen bei 1200 l/m² (Aranzadi 1981).

Abb. 1 zeigt das Klimadiagramm für den Zeitraum der Untersuchungen von 1982 bis 1984. Die Werte stellte die Meteorologische Station des Flughafens von Bilbao (Sondica) zur Verfügung. Abgesehen vom außergewöhnlich regenarmen April 1982 entsprechen die Klimadiagramme von 1982 und 1984 den normalen Verhältnissen der Gegend. Das Jahr 1983 hatte einen besonders trockenen Herbst und Winter und schwere Regenfälle im August, die katastrophale Überschwemmungen verursachten. In Tab. 2 sind die monatlichen Niederschläge und die monatliche Verdunstung für die Jahre 1982 bis 1984 aufgeführt.

Monate	1982		1983		1984	
	N	V	N	V	N	V
Januar	116,4	130,7	28,9	89,7	239,3	92,7
Februar	102,2	92,4	132,9	82,1	128,3	70,6
März	111,9	87,3	107,5	77,9	50,1	86,9
April	11,4	109,0	113,9	171,7	46,0	117,7
Mai	52,6	116,1	66,6	146,5	155,0	85,0
Juni	65,8	101,7	29,1	126,1	51,0	101,6
Juli	38,5	116,3	83,0	97,1	5,9	117,4
August	68,6	83,2	631,0	72,6	119,4	79,0
September	40,8	145,7	16,1	109,1	143,9	82,3
Oktober	199,9	91,4	43,2	100,0	108,9	93,4
November	146,7	-	22,2	122,7	178,8	115,0
Dezember	233,5	76,0	44,9	107,6	148,0	74,9
TOTAL	1.188,8	-	1.319,3	1.303,1	1.384,6	1.176,5

Tab. 2: Monatliche und jährliche Niederschläge und Verdunstung 1982-1984
(N = Niederschlag in mm; V = Verdunstung in mm).
(Meteorologische Station, Sondica)

Niederschläge (mm)

7

— mittl. Temperatur
— Niederschläge
- - - Verdunstung

Temp.
(°C)

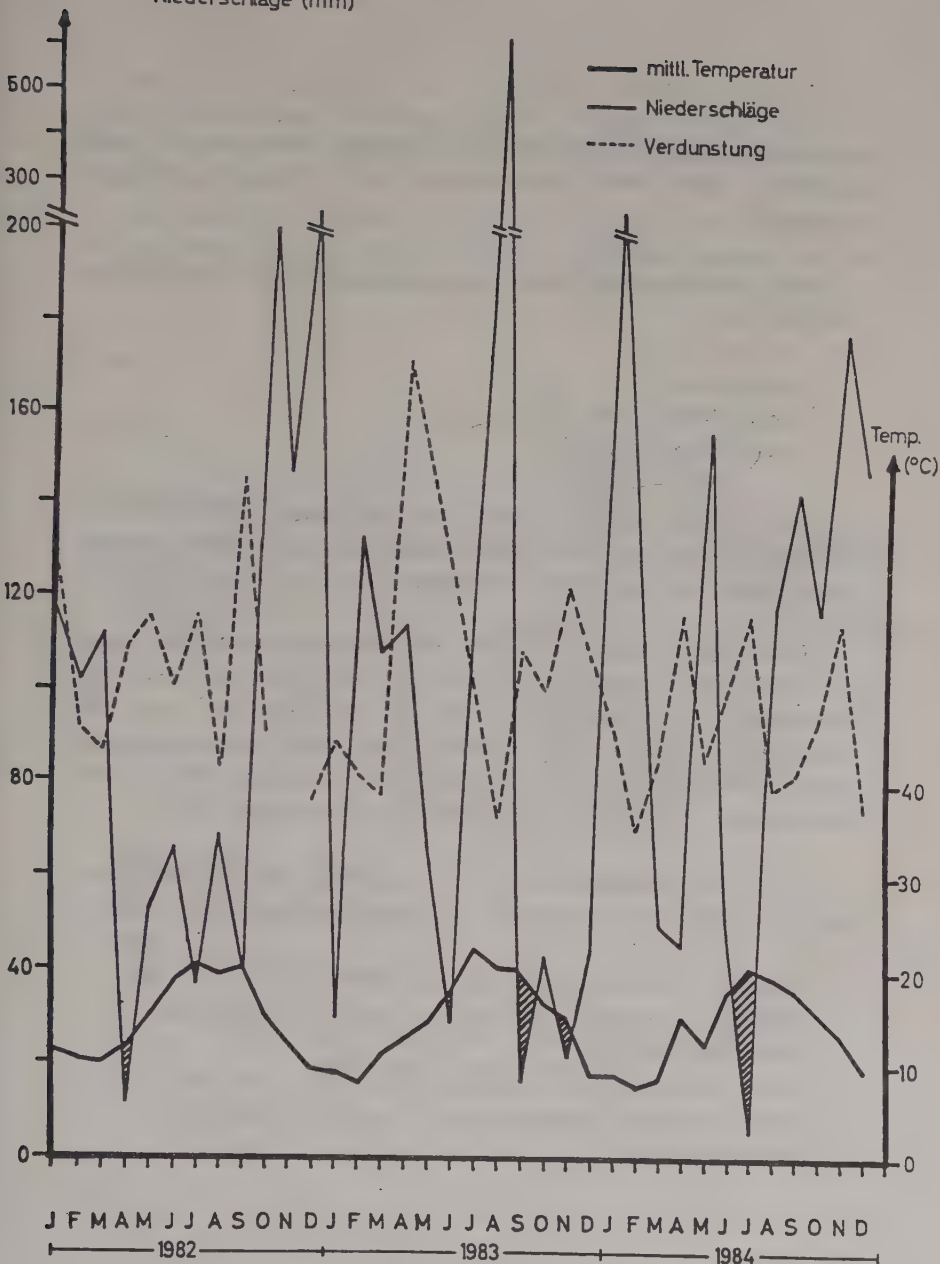


Abb. 1: Klimadiagramm für den Zeitraum der Untersuchungen
(1982 bis 1984)

Die Vielfalt der Vegetation im Baskenland war durch die geographische Lage, durch topographische und klimatische Merkmale begünstigt.

Vier phytoklimatische Zonen kann man hier deutlich unterscheiden (Aranzadi l.c.):

- Atlantische Zone
- Subatlantische Zone
- Hochwaldvegetation
- Mediterrane Zone

Die Probeflächen in der Provinz Vizcaya liegen in der Zone der atlantischen Vegetation, die besonders charakterisiert wird durch den vom atlantischen Klima beeinflussten zentraleuropäischen Laubwald.

Die starken Niederschläge fördern die Auswaschung des Bodens. Wenn der Waldbestand zurückgeht, begünstigt die Versauerung des Bodens die Ausbreitung der azidophilen Landas. Die humusreichen Wald- und Heideböden reagieren mässig bis ziemlich stark sauer, es sind Braunerden oder podsolige Braunerden. Selbst über Mergelunterlagen ist die Wurzelschicht entkalkt und schwach podsolig (Braun-Blanquet 1967).

Die phytosoziologischen Klassen nach der Schule von Zürich-Montpelier, die hier die typischen autochthonen Pflanzengemeinschaften bilden, sind:

- Der Klimaxwald *Quercetea robur-petraeae* Br.-Bl. u. Tx. 1943
(bodensaurer Eichen-Buchenwald, hauptsächlich *Quercus robur*
oder *Fagus sylvatica*).
- Die Erika-Ulex-Heide *Calluno-Ulicetea* Br.-Bl. u. Tx. 1943,
die als wichtigste Ersatzgesellschaft nach der Degradation
des Waldes folgt.

Ursprünglich war die Eiche in diesem ozeanischen Klima der vorherrschende Baum, in südlichen Lagen auch die Grüneiche (*Quercus ilex*). Ab 700 m. Höhe bestimmte die Buche das Landschaftsbild (Guinea.1949) Abb. 2.

Heute wird die Landschaft stark durch die Forstwirtschaft geprägt. Der Baumbestand besteht fast ausschließlich aus exotischen Koniferen und die autochthonen Pflanzengesellschaften stellen nur noch Vegetationsrelikte dar.

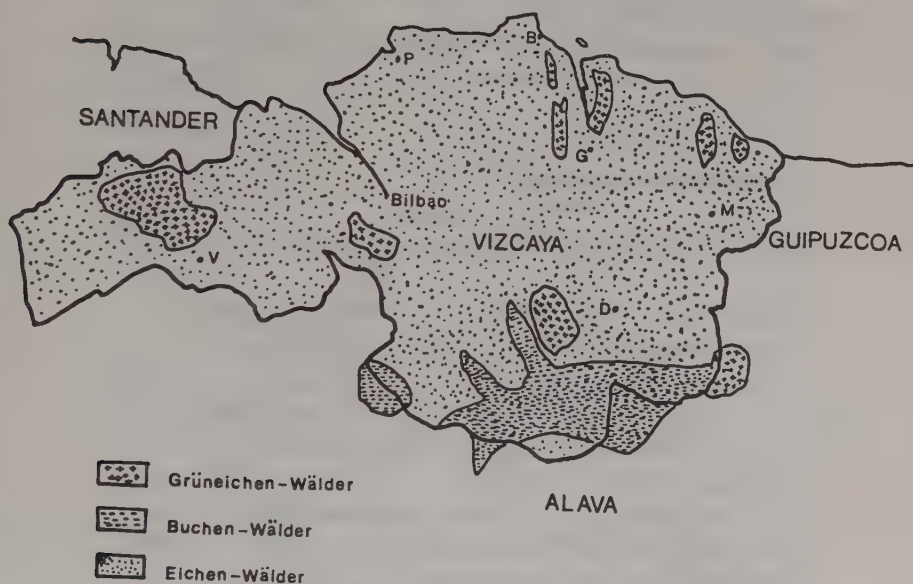


Abb. 2: Karte der potentiellen natürlichen Vegetation der Provinz Vizcaya (nach Guinea 1949).

3. PROBEFLÄCHEN

3.1 Geographische Lage und geologischer Untergrund

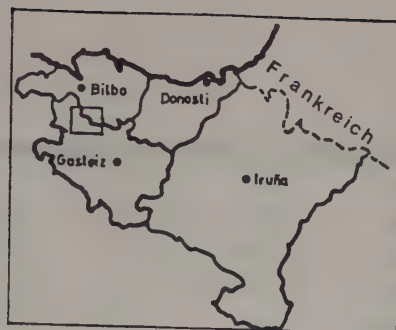
Die untersuchten Flächen liegen etwa 40 km von Bilbao entfernt auf dem Berg Lecanda Nr. 43 (Upomakatza), der wiederum ein Teil des Bergmassivs des Gorbea ist (Abb. 3).

Der geologische Untergrund besteht aus Mergel, Tonerden und Sandstein des Mesozoikum wealdense.

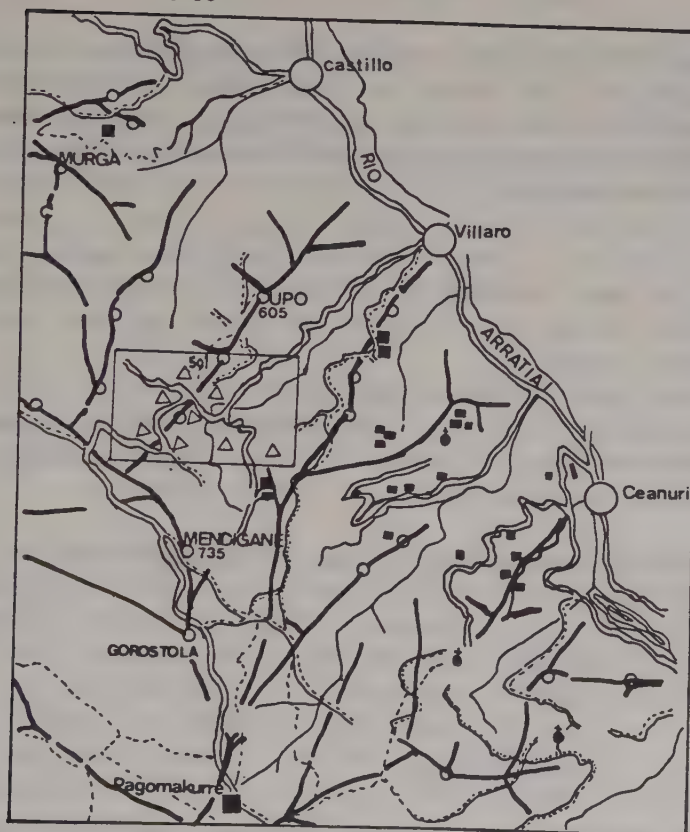
3.2 Probeflächenbeschreibung

Insgesamt wurden sieben verschiedene Flächen untersucht:

- Drei Flächen mit *P. radiata* der 2. Generation in den Altersstufen 8 Jahre (A), 18 Jahre (B), und 30 Jahre (C).
(Probenahme monatlich).
- Zwei weitere 30-jährige *P. radiata*-Flächen (I und II) der 2. Generation mit unterschiedlicher Exposition.
(Probenahme vierteljährlich).
- Als Vergleichsflächen ein kleiner Buchenwald und ein junger Mischwald, dessen Pflanzenbestand als die potentielle natürliche Vegetation betrachtet werden kann.
(Probenahme vierteljährlich)



0°53'



43°06'

1:50000

Abb.3: Geographische Lage der untersuchten Flächen.
(Δ: Probeflächen)

Fläche A: *Pinus radiata*, 8 Jahre, 2. Generation

Länge:	43°06'25"
Breite:	0°53'28"
Höhe:	400 m ± 5 m
Neigung:	20 %
Exposition:	Südosten

Durch die sehr dichte Bestockung dieser jungen Fläche wird im Unterwuchs ein stark humides Mikroklima erzeugt und die direkte Sonneneinstrahlung verhindert. Kurz nach der letzten Probenahme wurden die ersten forstwirtschaftlichen Maßnahmen eingeleitet und die Bäume bis zu 2 m Höhe aufgeastet.

Zur Zeit der Probenahme war noch keine Nadelstreu zu erkennen. Erst zwischen dem 9. und 10. Lebensjahr fangen diese Koniferen an, Nadeln zu werfen. Nadelstreu des alten Waldes war offenbar auch nicht vorhanden, was auf eine Bearbeitung des Bodens nach dem letzten Kahlschlag schließen läßt.

Dieser junge *P. radiata*-Bestand wurde im Oktober 1981 mit DDT und im November 1982 mit Dimilin (Diflubenzuron) gegen Prozessionsspinner (*Thaumetopoea pityocampa*) behandelt. Mit Dimilin wurden zur selben Zeit auch alle anderen Flächen besprüht.

Fläche B: *Pinus radiata*, 18 Jahre, 2. Generation

Länge:	43°06'15"
Breite:	0°53'28"
Höhe:	414 ± 5 m
Neigung:	17 %
Exposition:	Osten

Bis zum Ende der Probenahme waren auf dieser Fläche keine forstwirtschaftlichen Maßnahmen eingeleitet worden. Sie ist die einzige der untersuchten Flächen, die in Privatbesitz ist. Der Bestockungsgrad liegt bei etwa 600 Stamm/ha.

Der Unterwuchs war undurchdringlich mit bis zu 2 m hohen Farnen (*Pteridium aquilinum*) und Brombeeren (*Rubus ulmifolius*) bewachsen.

Fläche C: *Pinus radiata*, 30 Jahre, 2. Generation

Länge:	43°06'25"
Breite:	0°53'28"
Höhe:	410 m ± 5 m
Neigung:	15 %
Exposition:	Nordosten

Die letzte Durchforstung bis zu einem Bestockungsgrad von ca. 400 Stamm/ha hat 1981 stattgefunden.

Auch hier ist der Unterwuchs durch *Pteridium aquilinum* und *Rubus ulmifolius* geprägt, allerdings nicht so üppig wie auf Fläche B und mit großen Lichtungen, die kleinwüchsige Vegetation ermöglichen.

Fläche I: *Pinus radiata*, 30 Jahre, 2. Generation

Länge:	43°06'25"
Breite:	0°53'28"
Höhe:	400 m ± 5 m
Neigung:	26 %
Exposition:	Süden

Der Bestockungsgrad beträgt ca. 400 Stamm/ha. Die sonnenexponierte Lage verursacht ein relativ trockenes Mikroklima, so daß die Feuchtigkeit liebenden Farne seltener vertreten sind.

Diese Fläche ist Anfang 1983 durch Kahlschlag gefällt worden. Danach haben noch weitere Probenahmen stattgefunden, um den Einfluß des Kahlschlages auf die Bodentauna zu beobachten.

Nach einigen Monaten ist sie mit *Picea abies* im unteren Bereich (tiefgründiger Boden) und mit *Picea sitchensis* im oberen Bereich neu aufgeforstet worden.

Fläche II: *Pinus radiata*, 30 Jahre, 2. Generation

Länge:	43°06'20"
Breite:	0°53'20"
Höhe:	510 ± 5 m
Neigung:	13 %
Exposition:	Südwesten

Die letzte Auslichtung fand 1981 statt. Bestockungsgrad ca 400 Stamm/ha. In diesem Bestand ist eine Dauerprobestfläche abgegrenzt worden, wo außer der Bodenfauna auch Streuproduktion, Streuakkumulation und Streuabbau untersucht wurden.

Diese Probestfläche gehört zu dem selben Aufforstungsbestand wie die Fläche C, liegt aber ca 100 m höher und hat eine andere Exposition.

Mischwald:

Länge:	43°06'20"
Breite:	0°53'20"
Höhe:	460 m ± 5 m
Neigung:	15 %
Exposition:	Westen

Diese Fläche hatte sich als Unterwuchsvegetation zwischen einer Beptanzung von *P. radiata* entwickelt. Die Kiefern wurden vor ca. 7 Jahren gefällt, die restliche Vegetation aber stehengelassen. Heute ist daraus ein junger Mischwald mit einigen großen Bäumen und artenreichen, undurchdringlichen Gebüsch geworden.

Die Arten, die sich hier entwickelt haben, stellen die natürliche potentielle Vegetation der Gegend dar, z.B. *Quercus robur*, *Fagus sylvatica*, *Corylus avellana*, *Crataegus monogyna*.

Buchenwald: *Fagus sylvatica*

Länge:	43°06'
Breite:	0°53'
Höhe:	440 m $\pm$ 5 m
Neigung:	14 %
Exposition:	Nordwesten

Alter Buchenbestand von ca. 500 m² zwischen Wiesen und *P. radiata*-Aufforstungen unterschiedlichen Alters.

Spärliche und unregelmäßige Unterwuchsvegetation, teilweise starke Moosschicht.

Alle *Pinus radiata*-Flächen, außer der jüngeren (A), zeigen eine bis zu 9 cm starke, von Pilzmyzel durchwachsene Streu- und Humusakkumulation (Rohhumusbildung).

Eine Beweidung durch Pferde, Kühe und Ziegen findet auf allen Flächen statt.

Der Deckungsgrad der Unterwuchsvegetation aller Flächen ist nahezu 100 %, ausgenommen in Fläche I und im Buchenwald (ca 80 %).

Es bestand leider nicht die Möglichkeit, große Probeflächen einzuzäunen. Auf Fläche II wurde ein Areal von 20 x 20 m abgegrenzt. Dort wurden die Streufangbehälter installiert, Streu- und Lufttemperaturmessungen durchgeführt, die Streuakkumulation und Streuabbaurate gemessen und Dauerquadrate für die Untersuchung der Bodenfauna festgelegt (Abb. 4).

Auf der jüngeren Fläche (A) wurden 9 m² abgegrenzt, wo Mini-Max.-Bodenthermometer und eine litter-bag-Probenreihe ausgelegt wurden.

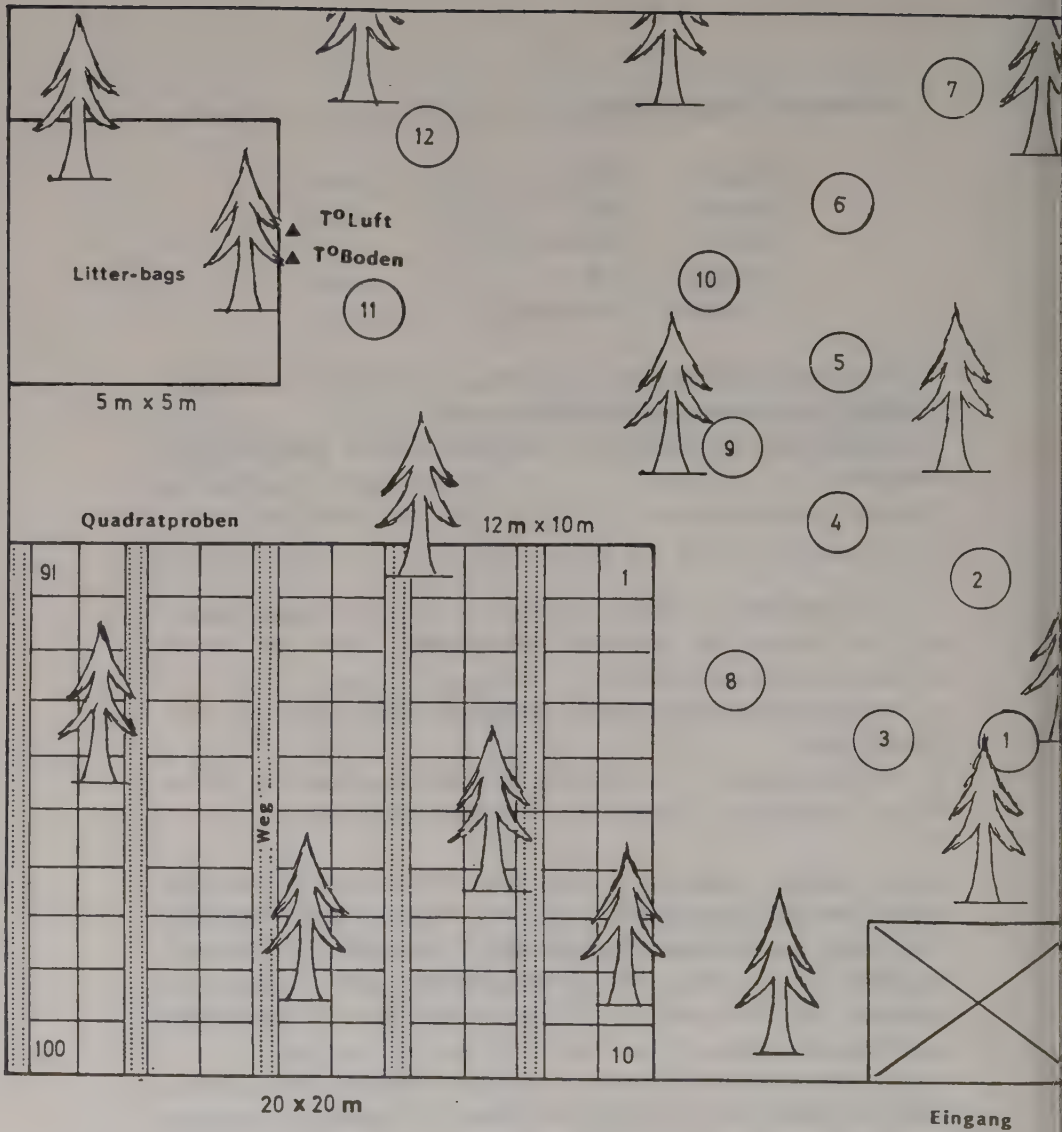


Abb. 4: Untersuchungsareal auf Probefläche II

(○ = Streufangtrichter)

3.3. Mikroklima

Im Gebiet der Untersuchungen sind die Temperaturen etwas niedriger und die Niederschläge etwas höher als in Meereshöhe (1400 bis 1500 l/m²).

Die Abb. 5-6-7 beschreiben die maximalen und minimalen Luft- und Bodentemperaturen sowie die Temperatur am Tag der Probenahme auf der Dauerfläche II bzw. die Bodentemperaturen auf der jüngeren Fläche (A).

Die Amplitude der monatlichen Minimum- und Maximum-Temperaturen am Boden ist kleiner als die der Lufttemperatur.

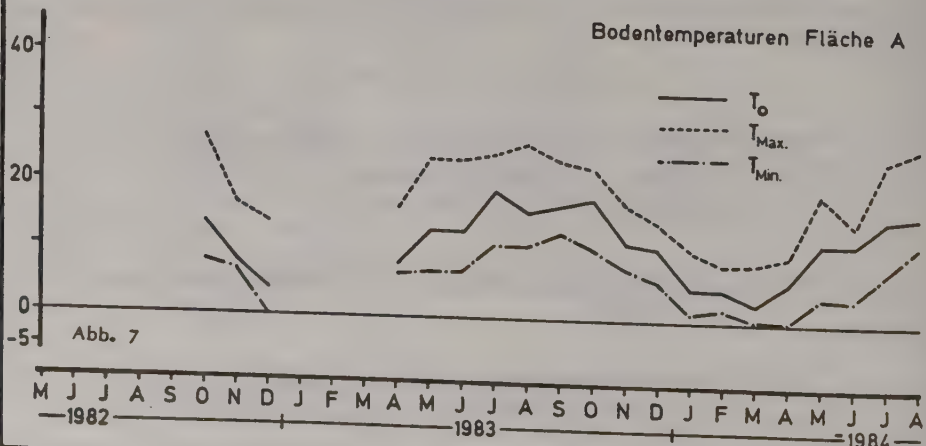
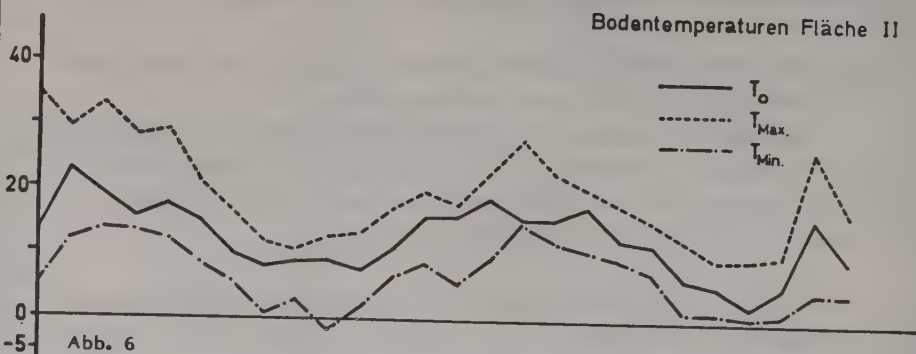
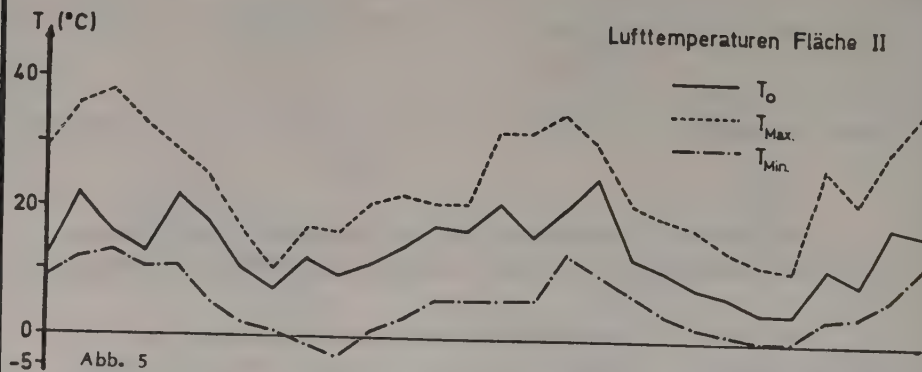
Die Maximaltemperatur (T°C) auf der Bodenoberfläche (-2 cm) ist in der Regel etwas niedriger als die Lufttemperatur, die Minimaltemperatur (T°C) dagegen liegt etwas höher (Polstereffekt der Streu, erhitzt sich langsamer und kühlt sich auch langsamer ab).

Zwischen den Bodentemperaturen auf Fläche II und A gibt es keine bedeutsamen Unterschiede. Auf A sind die Schwankungen der Bodentemperatur (-2 cm) infolge der dichten Vegetation noch stärker gedämpft als auf II. Die mittlere Temperatur auf Fläche A beträgt 7°C, auf Fläche II 7,7°C.

Abb. 5: Monatliche minimale und maximale Lufttemperatur (2 m) und Temperatur am Tag der Probenahme auf Fläche II (*P. radiata*, 30 Jahre, 2. Generation).

Abb. 6: Monatliche minimale und maximale Bodentemperatur (-2 cm) auf Fläche II.

Abb. 7: Monatliche minimale und maximale Bodentemperatur (-2 cm) auf Fläche A. (*P. radiata*, 8 Jahre, 2. Generation).



3.4 Bodenkundliche Charakterisierung

3.4.1 Physikalische und chemische Bodenanalyse

Folgende physikalische- und chemische Analyse wurden vom "Servicio de investigacion y mejora agraria "(SIMA)" in Derio (Vizcaya) durchgeführt:

- Die Bodenfarbe ist nach der MUNSELL-Farbtafel bestimmt worden.
- Die Korngröße wurde nach den Anteilen an Steinen, Kies, groben und feinen Sand, Schluff und Ton festgelegt. Die Bodentextur nach den internationalen Bestimmungsnormen (I.S.S.S).
- pH-Wert in Wasser (1:2,5)
- Der C-Gehalt (% Trockengewicht) wurde durch nasse Veraschung mit $K_2Cr_2O_7$ und anschließender Titration des restlichen Dichromats bestimmt. Die Umrechnung in % org. Substanz erfolgte durch Multiplikation mit dem allgemein akzeptierten Faktor 1,72. Er basiert auf der Annahme, daß 58 % des org. Materials Kohlenstoff sind (Allen et al. 1974)
- Carbonatgehalt (%) mit dem BERNARD-Calcimeter (Demolon 1952)
- Calcium (%) durch Fällung mit Ammoniumoxalat
- Phosphor (ppm) nach OLSEN (Olsen et al. 1954)
- Kalium (ppm) durch Fällung mit Ammoniumacetat

Für die Bodenanalyse wurden mit Hilfe eines Bodenstanzers (10 cm Ø) jeweils 10 zufällige Parallelproben aus 0 - 15 cm und aus 15-25 cm Tiefe entnommen. Die jeweiligen Proben wurden gut vermischt und jeweils ca 1 kg zur Analyse benutzt.

Die Ergebnisse können aus Tab. 3 entnommen werden.

Der pH-Wert in 0 bis 15 cm Tiefe liegt zwischen 4,8 im Buchenwald und 5,1 in der Mischwald-Fläche. Die Werte aus der Tiefe unter 15 cm lassen eine deutliche Zunahme bzw. Abnahme des pH-Wertes nicht erkennen.

Organisches Material, Stickstoff, C/N-Wert, Phosphor und Kalium nehmen bei allen Flächen mit der Tiefe ab. Nur das Kalzium nimmt unterhalb 15 cm bei der Mehrzahl der Flächen zu. Dies weist auf eine mögliche Immobilisation der übrigen Mineralien nahe der Oberfläche hin.

Der C/N-Wert liegt zwischen 12,5 auf der Mischwald-Fläche und 7,2 auf der jüngeren Fläche A. Der Carbonatgehalt war auf allen Probeflächen nicht meßbar.

Die Bodentextur ist bei allen Flächen ähnlich (toniger Lehm). Nur bei der jüngeren Fläche A ist der Ton feiner (lehmiger Ton) und im oberen Bereich der Fläche C sandiger (sandiger Lehm). Dieses Phänomen läßt sich in dieser Gegend allgemein beobachten. Mit der Höhe wird der Boden sandiger, wahrscheinlich durch die Verlagerung der leichteren Tonanteile.

Flächen	Tiefe (cm)	pH	org. Mat.	N (%)	C/N	P (ppm)	Carb. (%)	Ca (%)	K (ppm)	Farbe Trocken	Gewich % an				Bodenart	
											Steine	Kies	Sand	Schluff		Ton
A	0-15	5,05	4,24	0,34	7,26	3,6	-	9,60	512,43	10YR-6/4	4,49	2,31	16,40	31,53	50,97	lehmgiger Ton
	15-25	5,14	1,52	0,24	3,68	0,6	-	12,56	305,40	2,5Y-6/4	4,31	2,82	14,61	38,01	47,38	lehmgiger Ton
B	0-15	4,92	3,78	0,18	12,22	3,9	-	9,93	300,00	2,5Y-6/4	2,96	0,87	29,16	41,80	29,05	toniger Lehm
	15-25	6,15	1,62	0,14	6,71	1,3	-	9,93	108,11	2,5Y-7/4	1,31	1,26	28,34	37,53	34,13	toniger Lehm
C	0-15	4,95	4,75	0,30	9,22	2,4	-	8,94	385,94	10YR-5/3	3,05	3,49	19,87	43,82	36,30	toniger Lehm
	15-25	4,85	2,06	0,22	5,46	0,6	-	9,27	170,27	10YR-7/6	5,83	0,83	16,00	37,64	46,36	lehmgiger Ton
I	0-15	4,75	6,81	0,33	12,00	2,2	-	10,76	363,24	10YR-6/3	36,24	11,17	29,95	28,69	41,36	toniger Lehm
	15-25	5,43	0,65	0,14	2,71	-	-	14,35	70,27	2,5Y-7/4	49,85	7,75	29,39	37,16	33,44	toniger Lehm
MW	0-15	5,12	5,59	0,26	12,50	3,6	-	13,45	304,86	10YR-6/4	6,31	0,27	29,48	42,45	28,06	toniger Lehm
	15-25	4,96	2,06	0,15	8,00	1,9	-	12,11	169,73	10YR-7/6	18,33	3,21	25,89	39,25	34,86	toniger Lehm
RW	0-15	4,86	4,12	0,22	11,00	3,1	-	12,11	301,62	2,5Y-6/4	1,75	2,21	28,59	36,75	34,66	toniger Lehm
	15-25	4,85	1,17	0,10	6,80	1,6	-	18,39	177,84	2,5Y-7/6	0,59	1,27	32,07	26,41	40,53	toniger Lehm

Tab. 3: Physikalische und chemische Bodenprobenanalyse der untersuchten Flächen.

(A = *P. radiata* 8 Jahre; B = *P. radiata* 18 Jahre;

C = *P. radiata* 30 Jahre; I = *P. radiata* 30 Jahre;

MW = Mischwald; BW = Buchenwald).

3.4.2 Bodenprofile

Die Bodenprofile sind bei allen Flächen ähnlich. Die wichtigsten Unterschiede liegen bei der Streu-Humusschicht, die lokal stark variiert.

Allgemein kann man feststellen, daß in der Buchenwaldfläche der A_0 -Horizont praktisch nicht vorhanden ist und daß in der jüngeren Fläche A und in der Mischwald-Fläche der A_0 nicht mächtiger als 3 cm ist. Die restlichen *P. radiata*-Bestände haben eine Streuschicht von 4 bis 9 cm Mächtigkeit.

Von Fläche C wurde eine Bodenprofilaufnahme gemacht, die als charakteristisch für die älteren Aufforstungsflächen gelten kann.

Das Bodenprofil zeigt folgende Struktur:

A_0	0-4	cm	L-Schicht kaum vorhanden, dunkelbraun, dicht und fein durchwurzelt, scharfe Grenzlinie leicht wellig
A_1	4-24	cm	braune, grobkörnige, lehmig-tonige Schicht, reichlich durchwurzelt (feine und große Wurzeln), diffuse Grenzlinie, granuläre Struktur
B	25-55	cm	gelbliche, tonige Feinerde, granuläre Struktur, wenig durchwurzelt, diffuse Trennungslinie
C	ab 55	cm	ähnlich B, sporadisch Pfahlwurzeln, zahlreiche Steine (Mergel).

Klassifikation: Braune Walderde.

Der A_0 -Horizont weist auf eine Rohhumusbildung hin.

3.5 Phytosoziologische Aufnahmen

(in Zusammenarbeit mit Dr. M. Onaindia)

Es wurden Vegetationsaufnahmen nach der Methode von Braun-Blanquet (1964) durchgeführt. Die Nomenklatur erfolgte nach Tutin et al. 1964-1980.

In Tab. 4 sind 9 Aufnahmen der unterschiedlichen *P. radiata*-Aufforstungen zusammengestellt.

Diese Aufnahmen belegen, daß der Unterwuchs der *P. radiata*-Bestände der primären Ersatz-Vegetation der Eichen- und Eschen-Klimax-Wälder (*Polysticho-Praxinetum excelsioris*) der Region entspricht.

Nach Loidi (1981) nennt man diese Ersatzvegetation *Rubus ulmifolii-Tametum communis* Tüxen in Tx. u. Oberdorfer 1958, Subassoziation *Tamesotum* Loidi 1981.

Die Assoziation *Rubus-Tametum* ist schon früher für nicht weit entfernte Gebiete beschrieben worden:

- Díaz Gonzalez 1975 und Navarro 1974 in Asturien, Navarro 1981 in Vizcaya (Duranguesado) und Loidi 1981 in Guipuzcoa.

In wärmeren Gebieten wird diese Pflanzengesellschaft durch mediterrane Arten bereichert wie z.B. *Smilax aspera* (Aufnahmen 8 bis 11 der Tab. 4, die zur Probefläche I, in südlicher Lage, gehören. Diese Assoziations gehört zur Klasse *Rhamno-Prunetea* Rivas Godoy u. Borja 1959, Ordnung *Prunetalia spinosae* Tüxen 1952 und zum Verband *Prunorubion ulmifolii* Bolos 1954.

Die Aufnahmen 1 und 2 (Fläche A, Tab. 4) zeigen eine größere Artenzahl, hauptsächlich bedingt durch Arten, die eher einer Weide- als einer Heidevegetation zugehören könnten wie z.B. *Trifolium pratense* und *Plantago lanceolata*. Sie zeigen auch eine große Abundanz von *Brachypodium pinnatum*. Andere typische Heide-Pflanzen sind spärlicher vertreten, wie *Rubus ulmifolius* und *Crataegus monogyna*.

Die Aufnahme 3 gehört zur Fläche B (18 Jahre) und die Aufnahmen 4 und 5 zur Fläche C (30 Jahre).

Man könnte danach annehmen, daß die erste Phase der Pflanzenbesiedlung dieser aufgeforsteten Waldgebiete durch Pflanzenarten geschieht, in denen typische Weidearten überwiegen. Diese werden im Laufe der Sukzession durch Heidearten verdrängt, wie in diesem Fall durch die beschriebene Assoziation des *Rubo-Tametum*.

Zur Fläche I gehören die Pflanzenaufnahmen 8 bis 11. Die Nr. 8 stellt eine Vegetationsaufnahme vor dem Kahlschlag dar, Nr. 9 und 10 achzehn bis zwanzig Monate nach der neuen Bepflanzung. Diese letzten zeigen eine Pioniergesellschaft, in der der Farn *Pteridium aquilinum* vorherrscht, gefolgt von Weide- und Heidearten in geringerer Abundanz.

Das Gebiet der potentiellen natürlichen Vegetation (Mischwald-Fläche), dargestellt auf Tab. 5 (Aufnahmen 1 und 2), ähnelt dem Klimax-Wald der Gegend (*Polysticho-Fraxinetum*).

Ab 500 bis 600 m wird diese Waldart langsam durch die sauren Buchenwälder verdrängt, die in dieser Gegend und in dieser Höhe den Klimax-Wald über sauren Substraten darstellen (Guinea 1949; Braun-Blanquet 1967).

Tab. 6 zeigt eine Vegetationsaufnahme des Buchenwaldes, die als Vergleich zu den restlichen Flächen dienen soll. Der Deckungsgrad der Bodenvegetation ist hauptsächlich durch nicht bestimmte Moosarten verursacht.

Tab. 4: Ass. *Rubo ulmifolii-Tametum communis* Tüxen in Ts. u. Oberdorfer 1958

Nr. der Aufnahme	1	2	3	4	5	8	9	10	11
Höhe (m)	400	400	414	410	410	400	400	400	400
Exposition	SO	SO	O	NO	NO	S	S	S	S
Deckung der Baumschicht(%)	100	100	100	80	80	80	10	10	10
Deckung der Krautschicht(%)	100	100	100	100	100	80	80	80	80
Artenzahl	20	23	15	10	16	22	24	24	24
Aufnahme fläche (qm)	100	100	100	100	100	300	200	200	200
<i>Picea abies</i>	-	-	-	-	-	-	5.5	5.5	5.5
<i>Pinus radiata</i> D. Don	5.5	5.5	5.5	5.5	5.5	5.5	-	-	-
<i>Rubus ulmifolius</i>	2.2	2.2	2.2	4.4	3.3	2.2	1.1	1.1	2.2
<i>Crataegus monogyna</i>	+	+	1.1	2.2	2.2	2.2	+	+	+
<i>Pteridium aquilinum</i>	2.2	4.4	4.4	4.4	4.4	3.3	5.5	5.5	5.5
<i>Smilax aspera</i>	-	-	-	-	-	1.1	1.1	1.1	1.1
<i>Quercus robur</i>	1.1	1.1	+	1.1	1.1	2.2	-	-	-
<i>Ilex aquifolium</i>	-	-	+	1.1	1.1	+	+	+	+
<i>Brachypodium pinnatum</i>	4.4	2.2	3.3	2.2	1.1	4.4	3.3	3.3	3.3
<i>Hedera helix</i>	-	-	-	1.1	1.1	1.1	+	+	+
<i>Digitalis purpurea</i>	-	+	-	-	-	1.1	+	+	+
<i>Daboecia cantabrica</i>	-	-	-	-	-	1.1	+	+	+
<i>Gaium mollugo</i>	1.1	1.1	-	-	+	1.1	+	+	+
<i>Viola reichenbachiana</i>	2.2	1.1	1.1	-	1.1	1.1	+	+	+
<i>Potentilla montana</i>	1.1	1.1	1.1	-	1.1	1.1	+	+	+
<i>Erica cinerea</i>	1.1	1.1	-	-	-	2.2	1.1	1.1	1.1
<i>Ulex galei</i>	+	+	-	-	-	1.1	+	+	+
<i>Agrostis curtisii</i>	-	-	2.2	-	-	1.1	1.1	1.1	1.1
<i>Deschampsia flexuosa</i>	+	+	-	-	-	1.1	2.2	2.2	2.2
<i>Holcus lanatus</i>	+	+	-	-	+	-	+	+	+
<i>Oxalis acetosella</i>	-	+	-	-	1.1	-	-	-	-
<i>Veronica officinalis</i>	1.1	1.1	1.1	-	1.1	1.1	+	+	+
<i>Cereus filipendulum</i>	+	+	-	-	-	2.2	-	-	-
<i>Erica arborea</i>	+	+	-	-	-	2.2	+	+	+
<i>Stachys sylvatica</i>	+	+	1.1	+	+	-	-	-	-
<i>Trifolium pratense</i>	-	+	-	-	-	-	-	-	-
<i>Teucrium scorodonia</i>	-	-	+	-	-	-	1.1	1.1	1.1
<i>Euphorbia amygdaloides</i>	-	-	-	-	-	1.1	+	+	+
<i>Euphorbia dulcis</i>	-	-	-	-	-	1.1	-	-	-
<i>Plantago lanceolata</i>	-	+	-	-	-	-	-	-	-

und *Scabiosa columbaria* 1.1, *Trifolium repens* + in 1 und 2; *Agrostis eupatoria* + und *Erica vagans* + in 3;
Ranunculus nemorosus + in 4 und 5; *Blechnum spicant* 1.1 in 8; *Corylus avellana* 1.1 in 10.

Aufnahme 1 = Fläche A 30-9-82; Aufnahme 4 = Fläche C 30-9-82; Aufnahme 9 = Fläche I 17-8-84;
 Aufnahme 2 = Fläche A 17-8-84; Aufnahme 5 = Fläche C 17-8-84; Aufnahme 10 = Fläche I 15-9-84;
 Aufnahme 3 = Fläche B 17-8-84; Aufnahme 8 = Fläche I 30-9-82; Aufnahme 11 = Fläche I 1-11-84

Tab. 5: Ass. *Polysticho-Fraxinetum* Tx. u. Oberdorter 1958 in
Rivas-Martinez 1979

Nr. der Aufnahme	1	2
Höhe(m)	460	460
Exposition	West	West
Deckung der Baumschicht (%)	50	50
Krautschicht (%)	100	100
Artenzahl	20	24
Aufnahmefläche (qm)	200	200
<i>Quercus robur</i>	3.3	3.3
<i>Fraxinus excelsius</i>	3.3	3.3
<i>Castanea sativa</i>	2.2	2.2
<i>Fagus sylvatica</i>	1.1	1.1
<i>Acer campestre</i>	1.1	1.1
<i>Polystichum setiferum</i>	+	+
<i>Hypericum androsaemum</i>	-	+
<i>Stachys sylvatica</i>	+	+
<i>Lysimachia nemorum</i>	+	1.1
<i>Crataegus monogyna</i>	2.2	1.1
<i>Corylus avellana</i>	3.3	3.3
<i>Betula celtiberica</i>	1.1	1.1
<i>Salix</i> sp.	-	+
<i>Ilex aquifolium</i>	-	+
<i>Rubus ulmifolius</i>	4.4	3.3
<i>Laurus nobilis</i>	+	+
<i>Smilax aspera</i>	1.1	1.1
<i>Erica arborea</i>	+	+
<i>Sorbus aucuparia</i>	1.1	1.1
<i>Teucrium scorodonia</i>	-	+
<i>Blechnum spicant</i>	-	+
<i>Erica cinerea</i>	-	+
<i>Viola reichenbachiana</i>	+	+
<i>Digitalis purpurea</i>	+	-
<i>Lotus corniculatus</i>	+	-
<i>Pteridium aquilinum</i>	3.3	1.1

Vegetationsaufnahme	1	Mischwald	30-9-82
"	2	"	17-8-84

Tab. 6: Ass. *Saxifraga hirsutae*-Fagetum Tx. u. Oberdorter 1958 in
Braun-Blanquet 1967

Nr. der Aufnahme	1
Höhe (m)	440
Exposition	NW
Deckung der Baumschicht (%)	100
" Krautschicht (%)	80
Artenzahl	25
Aufnahmefläche (qm)	200
<i>Fagus sylvatica</i>	5.5
<i>Deschampia flexuosa</i>	2.2
<i>Blechnum spicant</i>	1.1
<i>Quercus robur</i>	1.1
<i>Holcus lanatus</i>	1.1
<i>Saxifraga hirsuta</i>	1.1
<i>Euphorbia amygdaloides</i>	1.1
<i>Agrostis curtisii</i>	2.2
<i>Stachys sylvatica</i>	+ .2
<i>Crataegus monogyna</i>	1.1
<i>Veronica officinalis</i>	+
<i>Hedera helix</i>	1.1
<i>Viola reichenbachiana</i>	+
<i>Potentilla montana</i>	1.1
<i>Ranunculus nemorosa</i>	1.1
<i>Rubus ulmifolius</i>	+
<i>Pteridium aquilinum</i>	+
<i>Prunella vulgaris</i>	+
<i>Galium saxatile</i>	+
<i>Fragaria vesca</i>	+ .2
<i>Teucrium scorodonia</i>	+
<i>Calluna vulgaris</i>	+
<i>Erica arborea</i>	+
<i>Athyrium filix-femina</i>	+
Moose	4.3

Vegetationsaufnahme 1 Buchenwald 17-8-84

	Seite
II. STREU: PRODUKTION, AKKUMULATION UND ABBAU	
1. Einleitung	29-31
2. Material und Methoden	32-35
2.1 Streuproduktion	32
2.2 Streuakkumulation	33
2.3 Streuabbau	34-35
3. Ergebnisse	36-60
3.1 Streuproduktion	36-47
3.1.1 Jährlicher Streufall	36-41
3.1.2 Monatliche Verteilung des Streufalls	42-44
3.1.3 Nährstoff-Restitution des Streues durch Nadelfall	45-47
3.2 Streuakkumulation	48-51
3.2.1 Trockengewichtsbestimmung	48-50
3.2.2 Nährstoff-Akkumulation in der Streuschicht	51
3.3 Streuabbau	52-60
3.3.1 Trockengewichtsverlust	52-55
3.3.2 Nährstoff-Verlust	56-60
4. Diskussion	61-66
5. Zusammenfassung	67

1. EINLEITUNG

Die Streuproduktion der Makrophyten und die Dynamik ihres Abbaues spielt eine große Rolle in terrestrischen Ökosystemen, besonders im Hinblick auf den Nährstoffkreislauf und der Energietransfer zwischen Pflanzen und Boden.

Die abgestorbenen Pflanzenteile aller Art sind die Hauptlieferanten des organischen Materials im Waldboden; sie stellen einen wichtigen Faktor für die Entwicklung des Bodens durch die Elemente-Freisetzung dar und bilden die notwendige energetische Nährquelle für die Mikroorganismen und für einen großen Teil der im Boden lebenden Tiere (Duchaufour 1960). Die Streufallmenge und ihre Abbaugeschwindigkeit sind wichtig für die Effizienz des gesamten Nährstoffkreislaufs (Bray & Gorham 1964).

Im Sinne von Medwecka-Kornas (1970) wird das auf der Bodenoberfläche liegende Material, das hauptsächlich aus abgestorbenen Pflanzenteilen besteht, als Streu, "litter", bezeichnet.

Die Anhäufung von Streu wird als Streuproduktion betrachtet und in kg Trockensubstanz ha/Jahr angegeben.

Die Abnahme der Streumenge in einem Ökosystem durch Tierkonsum, mikrobielle Zersetzung, Windtransport und Auswaschung, "leaching", wird allgemein als Schwund, "disappearance", bezeichnet (auch Gilbert 1960).

Streuakkumulation hängt sowohl von der Produktionsrate als auch von der Abbaurate ab.

Im Bezug auf das Alter der Streu und ihren Abbaugrad wird die angehäuften Streu auf der Bodenoberfläche (A_0) in drei Schichten eingeteilt:

- | | |
|-------------|---|
| - L-Schicht | frisches organisches Material |
| - F-Schicht | teils abgebaute Streu (Fermentations-Schicht) |
| - H-Schicht | amorphe Streu (Humifizierungs-Schicht). |

Zahlreiche Untersuchungen über Streu- Input, Akkumulation und Abbau sowohl in Laub- als auch in Koniferenwäldern sind durchgeführt worden, angefangen von der klassischen Arbeit von Ebermeyer (1876 in Ovington 1956), Ovington (1954-1959), Bray u. Gorham (1964), Will (1967), Rapp (1967), Ausserac (1969), Mason (1970), Manil (1971), Duvigneau (1972), Phillipson (1975), etc. bis zu neueren integrierten Arbeiten in Schweden (Anderson 1980), in Nordamerika die "Hubbard Brook Ecosystem Study" (Bormann et al. 1979), in Deutschland das Solling-Projekt (Ellenberg et al. 1979) und in Frankreich (Blandin et al. 1980).

Über *Pinus radiata*-Bestände als exotische Forstmonokultur sind in diesem Zusammenhang Arbeiten hauptsächlich aus Neuseeland und Australien bekannt: Lamb (1975), Will (1959-1983), Madgwick (1977), Gadgil (1971-1978), etc.

Untersuchungen dieser Art in *P. radiata*-Forsten in unseren Breitengraden sind bis jetzt nicht durchgeführt worden.

Über die Konsequenzen der Kiefernmonokulturen für die Erhaltung des Bodens und für den Wasserhaushalt ist sehr viel berichtet worden. Eine zusammenfassende Arbeit von Noirfalise u. Vanesse (1975) bestätigt eine hohe Streuakkumulation, Versauerung des Bodens und eine Podsolisierungstendenz unter Koniferen. Über den Einfluß auf den Wasserhaushalt macht sie keine eindeutige Aussage.

Speziell bezüglich der *Pinus radiata*-Monokulturen ist von einem Produktivitätsverlust nach der 2. Generation berichtet worden (Keeves 1966).

Untersuchungen von Florence und Lamb (1974) zeigen, daß die Streuschicht in *P. radiata*-Forsten mit fortschreitendem Alter der Bestände zunimmt. Nach ca. 30 Jahren erreichen die meisten Standorte ein stabiles Stadium, in dem eine weitere Streuschichtzunahme durch die Streuzersetzung ausgeglichen wird. Dies deutet darauf hin, daß sich mit zunehmendem Alter der Aufforstungsfläche ein Gleichgewicht zwischen den verschiedenen Komponenten des Ökosystems entwickelt.

Florence u. Lamb (1975) berichten aber auch, daß kontinuierliche Kiefern-Monokulturen eine abnehmende Holzproduktion zur Folge haben, weil eine inadäquate Entwicklung des Energieflusses, des Nährstoff-Zyklus und anderer bodenbiologischer Prozesse stattfindet als Folge einer Reduktion der ökologischen Diversität innerhalb des Pinien-Ökosystems.

Will (1976) faßt zusammen, daß es keinen Grund gibt, die negative öffentliche Meinung, daß reine Koniferenbestände ernsthafte Schäden und irreversible Bodenzerstörung verursachen, zu unterstützen. Wenn Zerstörung beobachtet wurde, dann war sie durch schlechtes Management und Ausbeutung verursacht worden.

Diese teilweise widersprüchlichen Standpunkte und die besondere Stellung der Forstwirtschaft im Baskenland begründen die Notwendigkeit einer intensiven Untersuchung der *Pinus radiata*-Aufforstungen an der nordspanischen Atlantikküste.

Ziel dieses Teils der Arbeit war hauptsächlich die Gewinnung erster quantitativer Daten über die Streuproduktion von *P. radiata* unter diesen atlantischen Klimaverhältnissen, sowie punktueller Information über eine mögliche Streuakkumulation und deren Abbaugeschwindigkeit.

Zwei Gründe sind maßgebend für der Auswahl dieser Schwerpunkte gewesen:

Erstens die durch die erwähnte Literatur genährte Vermutung, daß eine starke Immobilisation von Nährstoffen auf der Bodenoberfläche existiert, verursacht durch eine geringe Abbaurrate, die schließlich zu einer Blockierung und Verarmung des Ökosystems führen könnte.

Zweitens das Bedürfnis nach zusätzlichen Informationen für die Betrachtung der Pedofauna, die im dritten und vierten Teil der Arbeit untersucht wird.

Die vorliegenden Untersuchungen befassen sich, wie schon angesprochen, im wesentlichen mit drei Aspekten:

- Streuproduktion (3 Jahre)
- Streuakkumulation
- Streuabbau (2 Jahre).

2. MATERIAL UND METHODEN

2.1 Streuproduktion

Die Streuproduktion wurde auf der Fläche II (*P. radiata*, 30 Jahre) gemessen. Die Ergebnisse beziehen sich auf die Zeit vom Mai 1982 bis Dezember 1984.

Es wurden 12 selbstgebaute Streu-Sammelbehälter, "litter-traps", in drei Reihen mit gleichen Abständen in der Untersuchungsfläche aufgestellt.

Die Sammelbehälter haben eine konische Form mit einem oberen Durchmesser von 56,15 cm, was einer Auffangfläche von ca. 0,25 m² entspricht, und einem unteren Durchmesser von ca. 20 cm. Die Höhe ist 70 cm.

Sie wurden aus Metallringen und wetterfestem Stoff konstruiert und an zwei Pfählen befestigt. Der Unterteil des Konus liegt ca. 30 cm über dem Waldboden und ist aufklappbar, um die Streu einfacher aus dem Behälter entnehmen zu können. Der ausklappbare Boden besteht aus einem Metallgitter, auf dem ein Kunststoffgewebe befestigt wurde (Maschenweite 1 mm), durchlässig für Regenwasser, nicht aber für die Streu.

Die Sammelbehälter wurden monatlich geleert und die Streu zu weiteren Untersuchungen in getrennten, verschlossenen Plastikbeuteln ins Labor transportiert.

Um ähnliche Feuchtigkeitsbedingungen für alle Probenahme-Termine zu erhalten, wurden die Probenbeutel geöffnet und im Labor 24 Stunden bei Zimmertemperatur stehengelassen. Danach wurde die Streu bis zur Gewichtskonstanz getrocknet (ca. 45 Min. bei 80°C). Sowohl die gesamte Streu als auch die verschiedenen Anteile (Nadel, Blüten, Rinde, kleinere Äste) wurden mit einer Präzisionswaage gewogen. Größere Äste, mit oder ohne grüne Nadeln, die zufällig in den Streusammelbehälter gefallen waren, wurden nicht berücksichtigt, da die Sammelfläche für solche Teile nicht entsprechend groß ist.

Für die am 1.7.82 gesammelten Nadeln wurde der Gehalt an folgenden Mineral- und Nährstoffen, die als Teile der Nährstoff-Restitution betrachtet werden können, bestimmt: N, K, Ca, P, Mn, Mg, Cu und Zn.

2.2 Streuakkumulation

Aus den Dauerquadraten der Untersuchungsfläche II wurden 12 zufallsverteilte Streu-Humusproben entnommen.

Mit Hilfe eines Stechrahmens (25 x 25 cm) wurden die einzelnen Proben eingegrenzt und die sichtbaren lebenden Organismen innerhalb des Rahmens entfernt. Entfernt wurden auch aus der L-Schicht Äste, Borkenstücke und Zapfen mit einem Durchmesser von mehr als 25 mm. Wenn sie jedoch bereits einen hohen Abbaugrad aufwiesen (F+H-Schicht), wurden sie berücksichtigt. Als Maß des Abbaugrades diente die unterschiedliche Braunfärbung und die Konsistenz des Materials.

Das gesamte lockere Material bis zur Grenze des Mineralbodens wurde gesammelt, d.h. die Streu-, Fermentations- und Humusschicht.

Das so ausgewählte Material wurde vorsichtig in Plastikbeutel gefüllt und zur weiteren Untersuchung ins Labor gebracht. Dort wurde zuerst das Frischgewicht festgestellt und es dann bis zur Gewichtskonstanz getrocknet (80°C, 24 Std.).

Jede Probe wurde aufmerksam getrennt behandelt, noch grüne Reste mit dem dazugehörigen Wurzelwerk, sichtbare Tiere, Mineralboden und alle nicht zur Probe gehörende Teile entfernt. Andere Vegetationsreste, die in allen Proben gemeinsam vorkamen, wurden berücksichtigt z.B. *Pteridium aquilinum*. Schließlich wurde das gesamte Trockengewicht sowie das der L-, F+H- und Holzfraction bestimmt und der Gehalt an denselben Mineral- und Nährstoffen wie in 2.1 festgestellt.

2.3 Streuabbau

Ein Teil der am 1.7.82 in den Streubehältern gesammelten braunen Nadeln wurde nach dem Trocknen (45 min, ca. 80°C) und Wiegen zum Studium des Streuabbaus weiter verwendet. Diese Nadeln waren im Zeitraum eines Monats (Juni 82) von den Bäumen geworfen worden und hatten keinen Kontakt mit dem Boden gehabt.

Die Proben wurden nun in Portionen von 1,5-2,0 g in Nylonbeuteln (litter-bags) eingeschlossen (15 cm x 10 cm, Maschenweite 4 mm). Die Maschen sind groß genug, um alle Bodentiere, die am Abbauprozess der Streu beteiligt sind, durchzulassen.

Die litter-bags wurden auf zwei abgegrenzten Waldflächen deponiert:

- *Pinus radiata*-Bestand, 30 Jahre alt, 2. Generation (Fläche II), (ca. 400 Bäume/ha).
- *Pinus radiata*-Bestand, 8 Jahre alt, 2. Generation (Fläche A), (ca. 800 Bäume/ha). Dieser Bestand war noch nicht aufgeastet oder ausgelichtet, und die jungen Bäume hatten noch nicht angefangen, Nadeln zu werfen.

In jeder Fläche wurden 20 litter-bags auf die unberührte Streuoberfläche gelegt, mit zwei Metallnägeln am Boden befestigt und durch einen Stab markiert. Danach wurden sie etwas angefeuchtet, um ihren Wassergehalt dem der liegenden Streu anzunähern.

Die Expositionszeit betrug insgesamt zwei Jahre (von 7.82 bis 7.84). Jeweils 6 Parallelproben pro Fläche wurden in verschiedenen Zeitintervallen (6, 12 und 24 Monate) ins Labor geholt und wie folgt untersucht:

- Extraktion der die litter-bags bewohnenden Organismen, direkt aus den litter-bags in Tulgren-Trichtern (25 W-Birnen, 24 Std.).

- Öffnen und Entleeren der litter-bags. Die restliche Streu wurde mit einem Stereo-Mikroskop untersucht, um alle möglichen fremden Partikel soweit wie möglich zu entfernen, z.B. Tierleichen, Bodenkrumen, Kot, durchgewachsene Gräser und Moose, Pilzmyzel.
- Trocknen bis zur Gewichtkonstanz (ca. 15 min, 80°C), Wiegen und Berechnen des prozentual Abbaus.
- Bestimmung des Gehalts an folgenden Mineralstoffen (nur bei den Proben des 24. Monats):
 - Asche %, org. Material %, N %, Ca %, P %, Mg %, K %, Cu ppm, Zn ppm, Mn ppm.

Alle chemischen Analysen wurden in der SIMA von Derio (Vizcaya) durchgeführt, s.S.19.

3. ERGEBNISSE

3.1 Streuproduktion

3.1.1 Jährlicher Streufall

Tab. 7 zeigt den jährlichen Streufall in kg/ha und den absoluten und prozentualen Anteil der Fraktionen während der Untersuchungszeit (5.82 bis 12.84).

Streufraktion	5/82-12/82		1/83-12/83		1/84-12/84	
	kg/ha	%	kg/ha/a	%	kg/ha/a	%
Nadeln	1.642,0	90,0	3.198,4	87,9	2.917,6	84,2
Männliche Blüten	133,6	7,3	234,7	6,5	402,6	11,6
Äste u. Borke	39,8	2,1	180,3	5,0	137,5	4,0
Restl. Anteile	9,2	0,5	22,8	0,6	8,7	0,2
TOTAL	1.824,6	99,9	3.636,2	100,0	3.466,4	100,0

Tab. 7: Jährlicher Streufall (kg/ha) unter einem 30-jährigen *P. radiata*-Bestand. Absoluter und prozentualer Anteil der Fraktionen.

Die gesamte jährliche Streumenge beträgt für 1983 3.636 kg/ha und für 1984 3.466 kg/ha. Im Zeitraum vom 5/82-12/82 (ohne Nov. 82) hatten sich 1.824,6 kg/ha angesammelt.

Der Anteil der Nadeln liegt zwischen 84 % und 90 %, der der männlichen Blüten zwischen 6 % und 11 %, der der Äste und Borke zwischen 2 % und 5 %. Der restliche Anteil (Samen, Samenflügel, Detritus und Nicht-Koniferen-Streu) beträgt zwischen 0,2 % und 0,5 %.

Diese Streu-Input-Werte weichen nicht sehr stark von den Befunden anderer Arbeiten aus Koniferen- und Laubwäldern ab, obwohl ein Vergleich schwierig ist wegen der unterschiedliche Baumdichte und nicht einheitlicher Erfassungsmethoden (s. Tab. 8).

Baumart	Alter (J.)	Dichte (B/ha)	Total (kg/ha/a)	Nadeln (%)	Land	Autor
<i>Picea abies</i>	30	2160	1.879	85	Frankr.	Aussenac (1969)
<i>Abies grandis</i>	35	620	3.186	47	"	"
<i>P. halepensis</i>	65	660	3.700	71	Frankr.	Rapp (1967)
"			4.500	67	"	"
<i>P. sylvestris</i>	28	1520	5.626	73	"	Aussenac (1969)
<i>P. sylvestris</i>	80	832	3.604	56	Spanien	Alvera (1973)
<i>P. sylvestris</i>	-	-	2.900	-	Canada	Bray (1964)
<i>P. radiata</i>	-	-	5.500	73	Neuseel.	Will (1966)
"	40	-	7.400	47	"	"
"	28	-	6.300	67	"	"
<i>P. radiata</i>	30	-	3.255	-	Austral.	Florence(1970)
			bis			
			4.195		"	"
<i>P. radiata</i>	30	400	3.500	87	Spanien	vorl. Arbeit
<i>F. sylvatica</i> u.	30	1300	3.714	-	Frankr.	Aussenac (1969)
<i>C. betulus</i>	-					
<i>F. sylvatica</i>	-	-	3.300	-	Canada	Bray (1964)
<i>F. sylvatica</i>	-	-	5.844	-	England	Mason (1970)

Tab. 8: Jährliche Streuproduktion in Koniferen- und Laubwäldern

In den Monaten 6/83 und 7/83 konnte der Streufall nicht gemessen werden, weil die Streusammelbehälter durch Sturm und durch Eindringen von Vieh in die Probefläche beschädigt wurden und eine Reparatur bzw. Neuaufstellung nötig war. Die Werte für diesen fehlenden Monate lassen sich jedoch mit einiger Sicherheit als arithmetischer Mittelwert der entsprechenden Daten von 1982 und 1984 ermitteln.

Der entsprechende Mittelwert läßt sich aber nicht auf den Monat 11/82 anwenden, in dem ebenfalls ein heftiges Unwetter die Sammelbehälter beschädigte. Die Meßwerte für 11/83 und 11/84 differieren zu stark, und außerdem ist in den Monaten Oktober oder November der stärkste Streufall zu erwarten, so daß ein arithmetischer Mittelwert aus den Daten der beiden übrigen Jahre möglicherweise die Spitze des jährlichen Streufalls abschneiden würde.

Um eine allgemeine Aussage für die jährliche Streuproduktion zu bekommen, wurde für die Jahre 1983 und 1984 eine Regressionsgerade berechnet (s. Abb. 8).

$$\text{Für 1983} \quad Y = 31,7 X - 61,3$$

$$\text{Für 1984} \quad Y = 33,9 X - 72$$

wobei Y die angesammelte Streumenge in g/m^2 und X die Monate Januar bis Dezember bezeichnet.

Beide Anpassungsgeraden haben fast dieselbe Steigung (≈ 33), so daß es nahe liegt, dieselbe auch für 1982 zu fordern. Setzt man für den Monat November einen Streufall von 90 g/m^2 , so ergibt sich für die Anpassungsgerade die Gleichung

$$\text{Für 1982} \quad Y = 33,4 X - 149$$

Die Steigung dieser Gerade stimmt mit der von 1984, die aufgrund den vollständigen Meßwerte als die sicherste anzusehen ist, überein. Der Schnittpunkt liegt tiefer wegen der fehlenden Werte der ersten vier Monate.

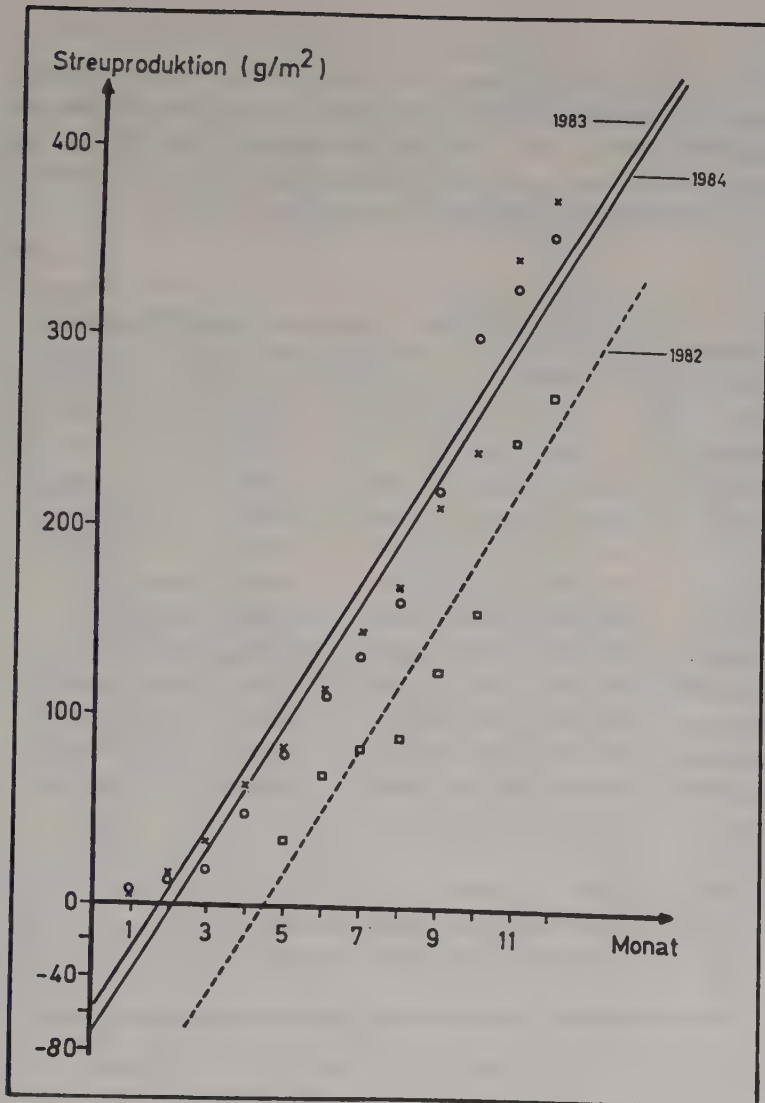


Abb. 8: Streuproduktionsanpassungsgeraden für die Jahre 1982-1983-1984.

70 % der gesamten Streu fällt in der zweiten Hälfte des Jahres, allein 47 % zwischen September und November (s. kumulative absolute und prozentuale Werte in Tab. 9 und ihre Darstellungen in Abb. 9). Bray und Corhan (1964) dagegen geben für den herbstlichen Streufall der Koniferen nur 20 % bis 30 % der gesamten Jahresmenge an.

Monat	1983			1984		
	g/m ²	rel. %	kum. %	g/m ²	rel. %	kum. %
Januar	3,92	1,07	1,07	6,76	1,95	1,95
Februar	17,48	3,72	4,79	12,48	1,65	3,6
März	33,84	4,49	9,28	18,64	1,77	5,37
April	65,00	8,56	17,84	49,36	8,86	14,23
Mai	84,28	5,30	23,14	81,06	9,11	23,34
Juni	116,00	8,23*	31,37	111,78	8,86	32,2
Juli	134,74	5,15*	36,52	133,82	6,35	38,55
August	159,18	6,72	43,24	162,94	8,40	46,95
September	200,46	11,35	54,59	221,62	16,90	63,85
Oktober	230,02	8,20	62,71	303,10	23,50	87,35
November	331,26	27,80	90,51	328,26	7,25	94,60
Dezember	363,62	8,90	99,40	346,64	5,30	99,90

Tab. 9: Kumulativer Streufall (g/m²) für die Jahre 1983 und 1984
(Relatives und kumulatives Prozent).

(* Errechnete Werte aus $\bar{x}$ Juni bzw. Juli 1982 u. 1984).

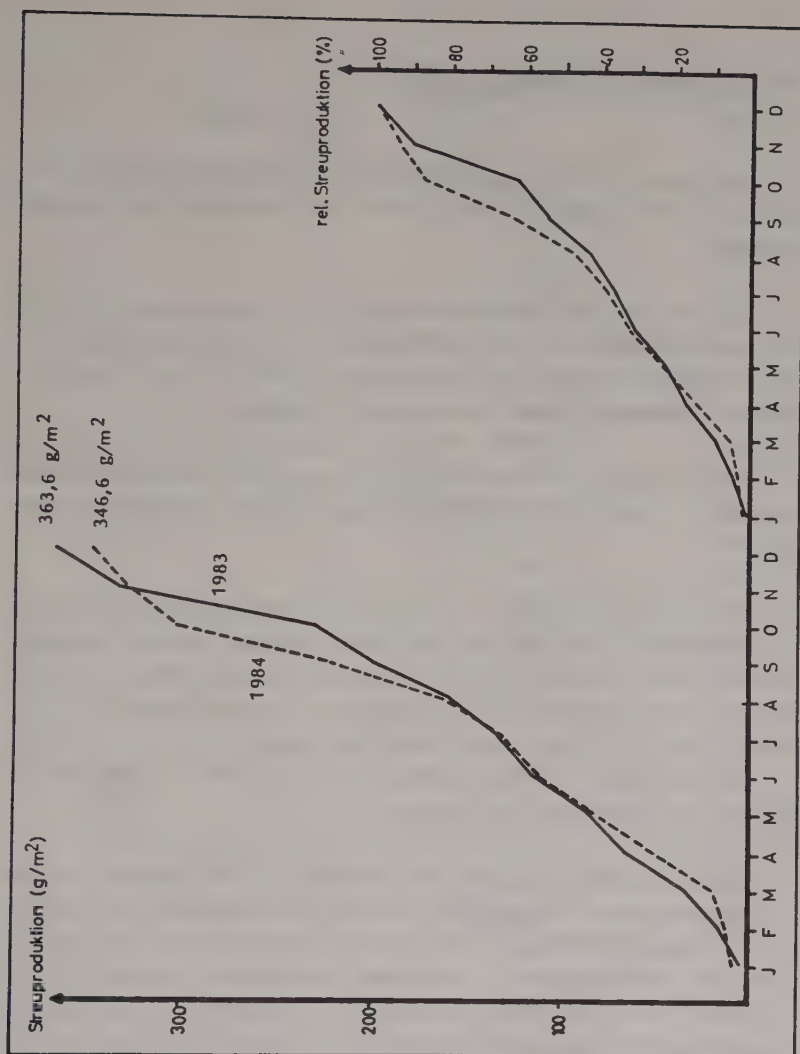


Abb. 9: Kumulative Kurve des jährlichen Streufalles 1983 u. 1984.
(Absolute und prozentuale Werte).

3.1.2 Monatliche Verteilung des Streufalls

Der Streufall findet im untersuchten *Pinus radiata*-Bestand das ganze Jahr über statt. Abb. 10 und 11 lassen die Phaenologie des Streufalls erkennen.

Es sind zwei Maxima zu beobachten: Ein Hauptmaximum (1983 im September-Oktober und 1984 im November), an dem hauptsächlich die Nadeln beteiligt sind und ein Nebenmaximum im April und Mai. Auch zwei Minima sind deutlich (Januar-Februar und Juli-August).

Der Anteil der männlichen Blüten ist, wie schon erwähnt, sehr gering: Zwischen 6 % und 11 % mit einem einzigen Maximum im Frühling (April-Mai).

Der Fall von Kleinholz- und Borkenanteilen zeigt keine deutliche Regelmäßigkeit. Zwar läßt sich für den Winter ein Maximum erkennen, das aber wohl auf meteorologische Phänomene zurückzuführen ist (starke Stürme und Regenfälle, vorangegangene Trockenperioden). Stürme beeinflussen den Fall der kleinen Äste (Will 1959).

Der Restanteil ist sehr gering und zeigt lediglich eine geringe Häufung von Samenflügeln im Sommer.

Der unregelmäßige Streufall bei Koniferen ist von mehreren Autoren beschrieben worden: Rapp (1967) fand für *Pinus halepensis* zwei Maxima (Hauptmaximum Juli-August und Nebenmaximum März-April); Aussenac (1969) für *Pinus sylvestris* 1. Maximum im September-November und 2. Maximum im Mai-Juni; Alvera (1976) für *P. sylvestris* 1. Maximum im Oktober und 2. Maximum im Juli; Bray & Gorhan (1964), auch für *P. sylvestris*, fanden ein einziges Maximum im August-September.

Will (1959) beschreibt für *Pinus radiata* in Neuseeland nur ein Maximum im Herbst, beobachtet aber gleichzeitig einen auffälligen Streufall während des ganzen Jahres.

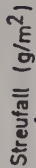


Abb. 10: Monatlicher Streufall von *Pinus radiata* ($\bar{x}$ $\pm$ tSE, $n = 12$)
(tSE = Standardfehler des Mittelwertes $\times$ t-Fraktile der Studentischen t-Verteilung)

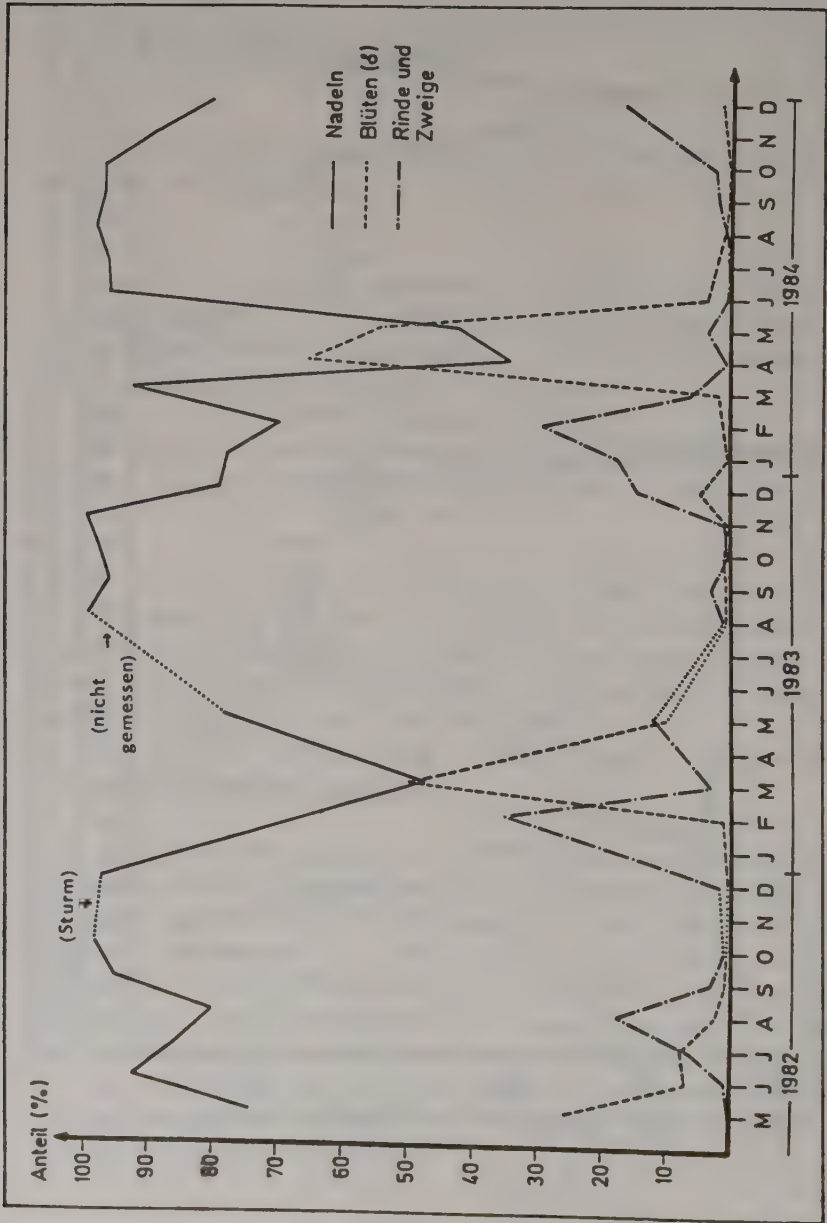


Abb. 11: Monatliche Streuzusammensetzung
(%-Anteil an Nadeln, Blüten und Rinde u. Zweige)

3.1.3 Nährstoff-Restitution durch Nadelfall

Die Menge an Nährstoffen und Mineralien, die durch den Nadelstreuanteil dem Boden zugeführt wird, läßt sich aus Tab. 10 ablesen.

	kg/ha/a	(%) (ppm)	%-Anteil Elemente
TG Nadelstreu	3.057,00	100,00	
Asche	70,00	2,29	
Org. Material	2.987,00	97,71	
N (%)	22,01	0,72	40,00
P (%)	1,52	0,05	2,76
Ca (%)	15,00	0,49	27,23
Mg (%)	2,13	0,07	3,86
K (%)	12,53	0,41	22,74
Mn (ppm)	1,52	498,45	2,76
Zn (ppm)	0,36	121,00	0,65
Cu (ppm)	0,02	6,54	0,03
TOTAL	55,09	1,82	100,00

Tab. 10: Nährstoffzusammensetzung der Nadelstreu von *P. radiata*.
(Trockengewicht kg/ha/a, (%) bzw. (ppm) und
%-Anteil der gemessenen Elemente).

Diese Werte stammen aus der chemischen Analyse einer einmaligen Streufall-Probenahme (6/82) und sollen als Ausgangspunkt für die weitere Untersuchung des Nadelabbaus dienen. Als Basis für die Hochrechnung dient der Mittelwert des jährlichen Nadel-Inputs von 1983 und 1984, der 3.057 kg/ha/a beträgt.

Die Nadeln enthalten 0,72 % N und 1,1 % mineralische Elemente.

Der gemessene jährliche Nährstoff-Zufluß mit den Nadeln summiert sich zu 55,09 kg/ha/a. Davon sind 22,01 kg N; 15,0 kg Ca; 12,53 kg K; 2,13 kg Mg; 1,5 kg P; 1,5 kg Mn; 0,36 kg Zn und 0,02 kg Cu.

Stickstoff bildet mit 40 % den höchsten Anteil gefolgt von Calcium (27,2 %) und Kalium (22,7 %). Magnesium, Phosphor und Mangan haben geringere Anteile (zwischen 3,8 % und 2,7 %). Der Anteil an Zink beträgt 0,65 % und der von Kupfer 0,03 %.

Nach der Relevanz der verschiedene Elemente im biogeochemischen Zyklus kann man folgende Reihe aufstellen:

$$N > Ca > K > Mg > P - Mn > Zn > Cu$$

Will (1959) gibt die gleiche Nährstoff-Reihung für *P. radiata*-Streu in Neuseeland:

$$N > Ca > K > Mg > P$$

Der Gewichtanteil der einzelnen Elemente ist auch ähnlich, außer für K, wofür er niedrigere Werte angibt. Das jährliche Gesamtgewicht ist aber in Neuseeland höher.

Die Ergebnisse sind vergleichbar mit denen, die Rapp (1967) für einen Wald mit *Pinus halepensis* angegeben hat. Er nennt bei einem Nadelstreu-Input von 2.800 kg/ha/a 63,9 kg Nährstoffe, davon 44 % Calcium als wichtigstes Element. Der Gehalt der Nadeln an N und Mineralstoffen beträgt 0,6 % bzw. 1 %. Der prozentuale Anteil der Elemente ist dagegen etwas anders. Er zeigt folgende Reihung:

$$Ca - N > K > P > Mg > Na$$

Laatsch (1967) findet jedoch eine andere Rangfolge der Nährstoffe in *Pinus halepensis* am spanischen Mittelmeer trotz ähnlicher Nährstoff-Input-Werte:

$$N > K > Ca > Mg > P$$

Rapp (l.c.) berichtet in seiner Arbeit, auch von Grunert (1964) bestätigt, daß die chemische Zusammensetzung der Streu von einem Monat zum anderen stark variiert, hauptsächlich für Kalzium, Kalium und Phosphor.

Florence und Lamb (1975) bemerken dasselben Phänomen für N und P in vier verschiedenen *P. radiata*-Bestände in Australien. Die Werte variieren im Laufe des Jahres für Stickstoff von 0,7 % bis 1,4 % und für Phosphor von 0,04 % bis 0,09 %.

Will (1959) und Versfeld (1981) dagegen haben keine klare saisonale Trends der Nährstoffzusammensetzung in *P. radiata*-Streu in Neuseeland bzw. Südafrika gefunden. In *P. nigra*-Nadeln hat Will (l.c.) lediglich niedrigere Stickstoff-Gehalte im Herbst beobachtet.

Da meine Ergebnisse sich auf die Untersuchungen eines einzelnen Probenahmetermins beziehen, können sie keine dieser Aussagen unterstützen, liegen aber im Mittelwert-Bereich der berichteten Elementezusammensetzung von *P. radiata*-Streu sowohl in Australien als in Neuseeland.

3.2 Streu-Akkumulation

3.2.1 Trockengewichtsbestimmung

Die Streu- und Nährstoffakkumulation ist in Tab. 11 dargestellt.

Das akkumulierte organische Material auf der Waldbodenoberfläche beträgt 41.840 kg TG pro ha. 85 % der gesamten Streu sammeln sich in der feinen F + H-Schicht, kleine Reste und halbvermoderte Holzreste bilden ca. 9 %, und die L-Schicht besteht nur aus 5 %.

Einige Autoren finden zum Teil erheblich niedrigere Werte in allerdings auch jüngeren *P. radiata*-Forsten:

Will (1964) 13.000 kg/ha (12 Jahre alt, Neuseeland); Forrest und Ovington (1970) 17.000 kg/ha (12 Jahre, Australien); Florence & Lamb (1974) 32.000 kg/ha (21 Jahre, Australien).

Andere Untersuchungen bringen höhere Ergebnisse z.B. Ballard & Will (1981) 55.464 kg/ha (16 Jahre alt, Neuseeland).

Die hier gefundenen Ergebnisse stimmen aber mit denen überein, die Gadgil & Gadgil (1975) unter undurchforsteten 22 Jahre alten *P. radiata*-Beständen in Australien gefunden haben (42.300 kg/ha).

Eine der Ursachen für die unterschiedlichen Ergebnissen liegt mit großer Wahrscheinlichkeit in der Dichte der Bestände. So beschreibt z.B. Will (1981) einen Bestand mit 950 Bäumen/ha, in Gegensatz zu dem von mir untersuchtem mit 400 Bäumen/ha.

Andere mögliche Gründe sind die verschiedenen Substrate und klimatischen Bedingungen in den untersuchten Wäldern, unterschiedliche Durchforstungsmaßnahmen, etc.. Auch besteht die Möglichkeit, daß mit zunehmendem Alter der Aufforstungen (ca. 30 Jahre) die Streuakkumulation durch eine schnellere Abbaurate stabilisiert wird (Florence & Lamb 1974). Dieselben Autoren postulieren, daß die Streuakkumulationsunterschiede nicht vom Streufall abhängen, sondern von den verschiedenen Streuabbauraten im Waldboden.

Organisches Material		L-SCHICHT		F + H-SCHICHT		KLEINHOLZ		TOTAL	Index L:(F+H)	Index Input:Akk.
G kg/ha (%)		2.1878 [±] 370 (5,2)		35.838 [±] 9019 (85,6)		3.811 [±] 1888 (9,1)		41.840	0,061	0,073
Elemente		TG kg/ha (%) (ppm)		TG kg/ha (%) (ppm)		TG kg/ha (%) (ppm)		kg/ha		
a		18,50 [±] 0,92	0,83 [±] 0,042	379,90 [±] 15,76	1,06 [±] 0,044	20,19 [±] 1,860	0,530 [±] 0,049	418,19	0,049	0,053
		12,46 [±] 2,62	0,57 [±] 0,120	225,45 [±] 43,00	0,65 [±] 0,120	16,00 [±] 2,780	0,420 [±] 0,073	263,91	0,053	0,057
		1,35 [±] 0,04	0,06 [±] 0,002	30,46 [±] 1,79	0,08 [±] 0,005	1,90 [±] 0,220	0,050 [±] 0,006	33,71	0,044	0,045
		1,35 [±] 0,15	0,06 [±] 0,007	111,09 [±] 8,60	0,31 [±] 0,024	1,33 [±] 0,490	0,035 [±] 0,010	113,77	0,012	0,110
		1,25 [±] 0,13	0,06 [±] 0,006	39,42 [±] 4,30	0,11 [±] 0,012	1,33 [±] 0,070	0,035 [±] 0,002	42,00	0,031	0,051
n		0,63 [±] 0,04	289,62 [±] 18,80	8,21 [±] 0,90	229,08 [±] 25,18	0,47 [±] 0,012	125,900 [±] 3,210	9,31	0,076	0,160
		0,23 [±] 0,02	105,57 [±] 11,64	6,14 [±] 0,71	171,64 [±] 19,86	0,36 [±] 0,033	95,450 [±] 8,960	6,73	0,037	0,053
		0,03 [±] 0,004	14,51 [±] 1,73	0,88 [±] 0,07	24,80 [±] 1,93	0,06 [±] 0,006	16,370 [±] 1,750	0,97	0,035	0,020
								Σ 888,59		

Tab. 11: Akkumulation von organischem Material und mineralischen Nährstoffen unter *Pinus radiata*.

(TG kg/ha und % bzw. ppm)

(Org. Material $\bar{x} \pm tSE$, n=12; Nährstoffe $\bar{x} \pm SE$, n=4)

(tSE = Standardfehler des Mittelwertes x t-Fraktile (95%) der Studentischen t-Verteilung)

Die extreme Akkumulation des organischen Materials in der F + H-Schicht mit einem niedrigen L:(F + H)-Index (0,061), (Tab. 11), deutet auf einen unreifen Zustand des Forstes hin (Will 1981).

Die Indices Streu-Input:Streu-Akkumulation sind auch sehr klein. Sie reflektieren eine sehr langsame Abbaurate der Pinienstreu, was eine sehr geringe Nährstofffreisetzungsrate zur Folge hat.

Florence & Lamb (1975) postulieren, daß, wenn die *Pinus radiata*-Bestände nach ca. 30 Jahren ein Gleichgewicht zwischen Streufall und Streuabbau erreichen (Florence u. Lamb 1974), das Verhältnis von Streu-Input zur Streu-Akkumulation ein nützlicher Index sein könnte, um die Turnover-Rate des organischen Materials und die Bewegung der Elemente durch die Streuschichten zu erfassen.

Die Streuakkumulation auf dem Boden der von mir untersuchten Fläche ist erheblich höher als unter anderen Koniferen in unseren Klimazonen und viel höher als unter Laubbäumen, die in der Regel eine geringere Immobilisierung des organischen Materials aufweisen (Ovington 1954-1959), und dies, obwohl die Streu-Input-Werte sich nicht wesentlich unterscheiden von den unter Laubwäldern oder Koniferen festgestellten (s. Tab. 8).

3.2.2 Nährstoff-Akkumulation in der Streuschicht

Die Menge der auf dem Waldboden gemessenen akkumulierten Nährstoffe beträgt 887,66 kg/ha (Tab. 11). Davon sind 47 % N, ca. 30 % Ca, ca. 13 % K, 5 % Mg, 4 % P, 1 % Mn, 0,75 % Zn und 0,1 % Cu, die zusammen 2,12 % des gesamten Trockengewichts bedeuten.

Bei Will (1981) beträgt die Nährstoffakkumulation 1,5 % des Gesamtgewichts.

Die Konzentrationen aller Nährstoffe, außer Mangan, nehmen deutlich zu, ausgehend von der L- zur F + H-Schicht.

Lamb & Florence (1975) berichten von einer Konzentrationszunahme bei Stickstoff und Phosphor in der F + H-Schicht. In dieselbe Richtung gehen die Ergebnisse von Wollum & Schubert (1975). Sie berichten von einer Nährstoff-Zunahme ausgehend von weniger zu mehr abgebautem Material im Boden unter *Pinus ponderosa*.

Will (1981) findet im Gegensatz dazu eine Abnahme der Konzentration aller Nährstoffe.

3.3 Streuabbau

3.3.1 Trockengewichtsverlust

Abb. 12 zeigt den Trockengewichtsverlust der Streu nach 7, 12 und 24 Monaten in den Flächen, in denen der Streuabbau-Versuch durchgeführt wurde (Fläche A mit 8-jährigen und Fläche II mit 30-jährigen Pinien).

Bei allen Probenahmeterminen ist der Gewichtsverlust der Streu in dem 8-jährigen Bestand höher als in der 30 Jahre alten Fläche.

Dieser Unterschied folgt mit großer Wahrscheinlichkeit aus den unterschiedlichen mikroklimatischen Bedingungen. Da die jüngere Fläche dicht bestockt und undurchforstet ist, herrscht in ihr ein viel feuchteres Mikroklima als in der älteren Fläche. Dieses könnte die Aktivität der Mikroorganismen (Pilze und Bakterien) und vielleicht auch die der Mesofauna (Acari und Colembolen) fördern (vgl. Koehler 1984).

Die "litter-bags" in dieser Fläche sind stark mit Moosen, Gräsern und anderen kleinen Pflanzen durchwachsen, die mit Sicherheit das feuchtere Mikroklima mitverursachen. Die "litter-bags" auf der älteren Fläche sind trockener, wenig mit Pflanzen durchwachsen und schon nach den ersten 6 Monaten von den neuffallenden Nadeln vollkommen überdeckt.

Die unterschiedliche Aktivität der saprophagen Makrofauna dürfte hingegen kein Grund sein, da die Abundanzen der beiden Flächen gemeinsamen saprophagen Gruppen (Insektenlarven u. Lumbriciden) ähnlich sind und die Isopoden und Diplopoden in der jüngeren Fläche noch nicht vertreten sind. Nur die Gastropoden (sehr kleine Arten von Gehäuse- und Nacktschnecken) weisen in der jüngeren Fläche etwas höhere Abundanzen auf (s. Teil III, Seite. 107).

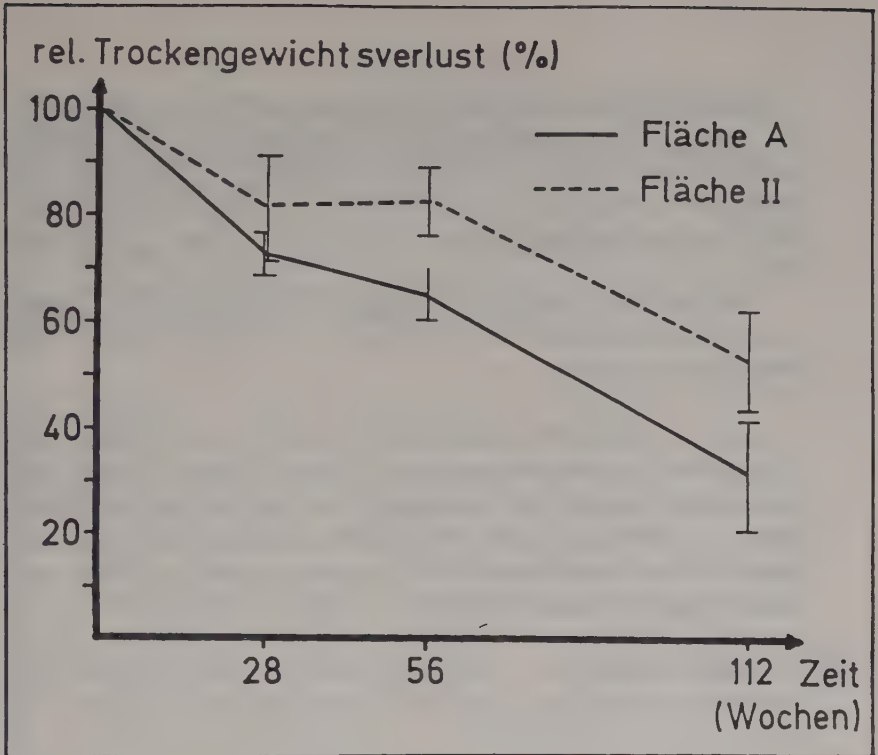


Abb. 12: Relativer Trockengewichtsverlust nach 7, 12 und 24 Monaten auf die Flächen A und II.
(% $\bar{x} \pm tSE$, $n=6$)

Der Streuabbau-Prozeß verläuft nicht gleichmäßig. Das erste halbe Jahr nimmt das Trockengewicht durch Auswaschung der leicht löslichen Stoffe (Will 1967) schnell ab (27 % und 18 %); nach 12 Monaten sind die Werte kaum verändert (34 % und 17 %), nach 24 Monaten ist etwa die Hälfte des ursprünglichen Gewichtes zu messen (68 % und 47 %), s. Abb. 12.

Von ähnlichen Abbauraten innerhalb von zwei Jahren für *Pinus radiata*-Nadeln berichten Will (1967-1983) aus Neuseeland und Versfeld (1981) aus Südafrika.

Zur Beschreibung des Streuabbaus in "litter-bags" geben Wieder und Lang (1982) mehrere mathematische Modelle. Dabei scheinen die exponentiellen Modelle die realistischsten zu sein. Um diese auf meine Daten zu übertragen, wurden die relativen Gewichtsverluste in einem Diagramm logarithmisch über die Zeit aufgetragen und den Punkten eine Ausgleichsgerade angepaßt (Abb. 13).

Für den Abbau der organischen Materials ergibt sich dann das einfache Exponentialgesetz

$$M_t = M_0 e^{-kt},$$

wobei t die Zeit in Monaten,

k die Abbaukonstante,

M_0 100 % der Masse ($t = 0$) und

M_t die relative Masse nach t Monaten in % ist.

Als Abbaukonstanten wurden ermittelt:

Für Fläche A $k = 47,9 \times 10^{-3}/\text{Monat}$

Für Fläche II $k = 24,6 \times 10^{-3}/\text{Monat}$

Nach diesen Ergebnissen beträgt die Abbaupzeit von *P. radiata*-Nadeln auf der Fläche A ca. 10 Jahre und auf der Fläche II ca. 20 Jahre.

Von der linearen Form der Abbaukurve weichen die Werte für $t = 12$ Monate ab. Das einfache Exponentialgesetz scheint also den Massenverlust nach 12 Monaten überzubewerten.

Dieselbe Beobachtung machen Will et al. (1983) und empfehlen für diesen Zeitbereich zur Anpassung ein doppelt exponentielles Modell (Wieder & Lang 1982, MacClagherty et al. 1984).

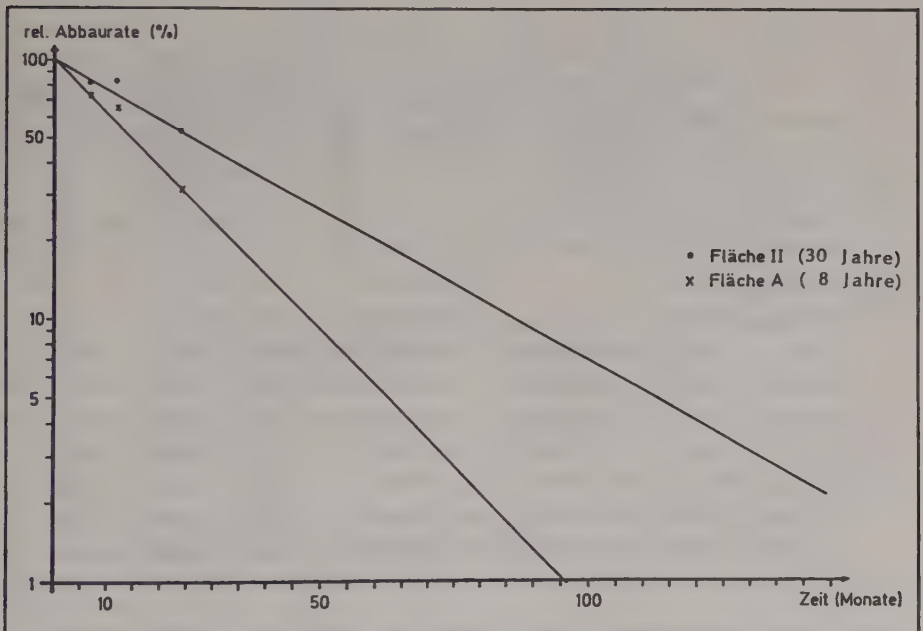


Abb. 13: Relative Abbaurate des organischen Material

3.3.2 Nährstoffverlust

Wenn man die Nährstoff-Konzentration der Streu am Anfang des Versuches und nach zwei Jahren Expositionszeit im Freiland untersucht, beobachtet man unterschiedliche Verhaltensmuster der verschiedenen Elemente (s. Tab. 12 u. Abb. 14).

Elemente	Anfangs Konz. (%,ppm)	Konzentration nach 24 Mon. (% bzw. ppm)		Absolutes Gewicht (mg)			
				Fläche A		Fläche II	
		Fläche A	Fläche II	Anfang	Ende	Anfang	Ende
Org.-Mat.	97,71	94,80 $\pm$ 2,50	96,40 $\pm$ 0,70	1512,45	466,13	1624,13	844,17
Asche(%)	2,29	5,20 $\pm$ 2,50	3,60 $\pm$ 0,70	35,44	25,56	38,06	31,52
C/N-Wert	78,90	-	41,00 $\pm$ 3,10	-	-	-	-
N (%)	0,72	-	1,36 $\pm$ 0,09	11,14	-	11,96	11,90
P (%)	0,05	0,05 $\pm$ 0,02	0,06 $\pm$ 0,02	0,77	0,24	0,831	0,525
Ca (%)	0,49	0,98 $\pm$ 0,44	0,71 $\pm$ 0,09	7,58	4,82	8,14	6,22
Mg (%)	0,07	0,07 $\pm$ 0,02	0,08 $\pm$ 0,01	1,08	0,34	1,16	0,70
K (%)	0,41	0,11 $\pm$ 0,05	0,14 $\pm$ 0,03	6,35	0,54	6,82	1,23
Mn (ppm)	498,45	513,40 $\pm$ 257	413,00 $\pm$ 164	0,771	0,252	0,828	0,362
Zn (ppm)	121,00	1183,00 $\pm$ 617	1395,00 $\pm$ 459	0,188	0,582	0,196	1,22
Cu (ppm)	6,54	52,20 $\pm$ 29	39,50 $\pm$ 12,3	0,01	0,027	0,011	0,035

Tab. 12. Nährstoffkonzentration der Nadeln in % bzw. ppm und Gewicht in mg. Vor und nach 24 Monaten Expositionszeit in der Fläche A und in der Fläche II. ($\bar{x} \pm tSE$, $n = 6$).

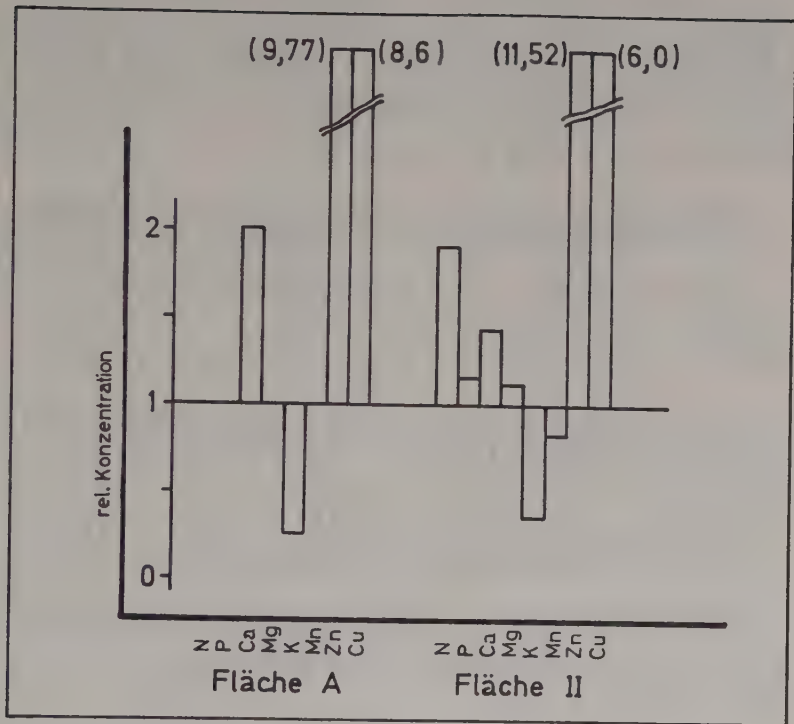


Abb. 14: Relative Konzentrationsänderung der Elemente in
24 Monaten

Die relative Konzentration von Stickstoff in den Nadeln erhöht sich von 0,72 % auf 1,36 % nach 24 Monaten. Auch die Konzentrationen anderer Elemente weisen eine Zunahme während dieser Periode auf, z.B. Kalzium, Zink und Kupfer. Der Anteil von Phosphor und Magnesium bleibt unverändert. Nur der prozentuale Anteil von Kalium zeigt eine deutliche Abnahme von 0,41 % bis ca. 0,12 % (Abb. 14).

Dieses Verhaltensmuster der Elemente ist für beide Flächen ähnlich.

Mangan hat auf der Fläche A denselben prozentualen Anteil wie am Anfang der Expositionszeit, auf Fläche II zeigt Mn eine geringe Abnahme von 0,049 % auf 0,041 % (Abb. 14).

Beide Flächen zeigen eine ähnliche Rangfolge hinsichtlich der relativen Konzentration der Elemente:

Fläche A $\text{Ca} > \text{K} = \text{Zn} > \text{Mg} > \text{Mn} \geq \text{P} > \text{Cu}$

Fläche II $\text{N} > \text{Ca} > \text{K} \geq \text{Zn} > \text{Mg} > \text{P} > \text{Mn} > \text{Cu}$

Nach Will (1983) nimmt in *P. radiata*-Nadeln die Konzentration an P, B und K nach zwei Jahren ab. Die relative Konzentration an N, Zn, Mn, Ca und Mg nimmt zu.

Die gesamte Menge an Stickstoff (nur in Fläche II gemessen) bleibt während der 24 Monate Expositionszeit relativ konstant (von 11,96 bis 11,90 mg). Die Schwermetalle Zn und Cu zeigen dagegen eine deutliche absolute Zunahme. Alle anderen Nährstoffgehalte nehmen mit der Zeit ab (Tab. 12).

Beide Flächen zeigen auch nach dem absoluten Gewichtsverlust eine ähnliche Rangfolge der Elemente, aber mit großen Unterschieden in den Abbauraten (s. Tab. 13 u. Abb. 15).

Fläche A $Ca < Mn \leq P = Mg < K$

Fläche II $N < Ca < P \leq Mg < Mn < K$

Flächen	N	P	Ca	Mg	K	Mn	Zn	Cu
Fläche A	-	-68,3	-36,5	-68,5	-91,5	-67,3	+209	+170
Fläche II	-0,5	-37,0	-23,6	-39,7	-82,0	-56,3	+522	+218

Tab. 13: Prozentuale Veränderung des Elementgehalts (Gew. %) nach 24 Monaten.

In der jüngeren Fläche vermindern sich in zwei Jahren die Nährstoffe P, Mg und Mn um ca. 68 %.

In der älteren Fläche dagegen verschwinden in derselben Periode nur ca. 38 % von P und Mg und 56 % von Mn. Kalzium wird zu 36 % bzw. 23 % freigesetzt.

91,5 % des Kaliums in Fläche A und 82 % in Fläche II verschwinden in diesem Zeitraum. Es scheint das Element zu sein, das am leichtesten ausgetragen wird.

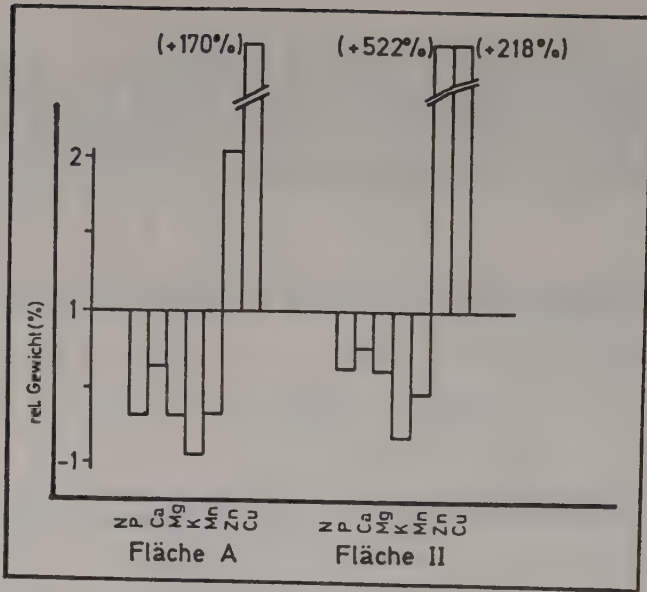


Abb. 15: Relativer Gewichtsverlust der Elemente in 24 Monaten.

Auf dieselben Ergebnisse kommt Will (1967 u. 1983) für *P. radiata*-Nadeln: ca. 90 % des Kaliums wurden im ersten Jahr freigesetzt.

Im Bezug auf den Stickstoff berichtet auch Will (1983), daß die N-Konzentration mit der Zeit zunimmt und daß die absolute Menge N nach zwei Jahren relativ stabil bleibt. Für Ca, Mg, Mn und Zn gibt er einen Gewichtsverlust von ca. 50 % in vier Jahren und folgende Reihung der Elemente an:

$$\text{Ca} \approx \text{Mg} = \text{Mn} = \text{Zn} < \text{P} < \text{B} < \text{K}$$

Dagegen berichten Staff & Berg (1982) von *P. sylvestris*-Beständen in Zentralschweden, daß dort in den ersten Jahren keine signifikativen Verluste von P und K stattfinden.

4. DISKUSSION

4.1 Zur Methodik

Die für die Feststellung der Streuproduktion und Streuakkumulation angewandten Methoden sind einfache und übliche Techniken, die nicht sehr viel Diskussion bedürfen. Wichtig dabei ist zu beachten, daß die Festlegung der Untersuchungsflächen möglichst repräsentativ für das gesamte zu studierende Waldökosystem sei. Um die Risikofaktoren (Windrichtung, Baumdichte, Subjektivität der Untersuchenden), die bei der Festlegung auftreten, relativieren zu können, wäre es notwendig, parallele Untersuchungen an verschiedenen Stellen des Waldökosystems durchzuführen. Diese Prozedur ist jedoch sehr arbeitsaufwendig und im Rahmen dieser Arbeit nicht durchführbar gewesen.

Außerdem ist die Anzahl der Parallelproben von großer Wichtigkeit, um die Ergebnisse statistisch zu sichern. Die hier erzielten Resultate zeigen eine geringe Streuung, sowohl für die Streuproduktion als auch für die Streuakkumulation (s. Abb. 10 u. Tab. 11).

Die Anwendung der litter-bag-Methode ist im Gegensatz dazu viel problematischer.

Freilanduntersuchungen verschiedenster Art zur Messung des Streuabbaus sind seit langem bekannt (Gustafson 1943, Wittich 1939). Die erste Anwendung von Nylon-Behältern unterschiedlicher Maschenweite (litter-bags) geht auf Bocock et al. (1957) zurück. Die litter-bags aus diesem Material haben einige Vorteile. Sie sind billig, dauerhaft, biologisch neutral und haben außerdem genügend Flexibilität, die erlaubt, daß die eingeschlossene Streu in die Streuschicht inkorporiert wird (Gilbert 1962).

Es existieren viele kritische, teilweise widersprüchliche Standpunkte bezüglich der Anwendung von litter-bags.

Die Methode kann die tatsächliche Abbaurate unterschätzen (Wieder et al. 1982; St. John 1980). Die litter-bags bedeuten eine Störung der natürlichen Abbauprozesse (in Sinne von 'disappearance'). Der Windeffekt wird vermindert und die Tätigkeit der Regenwürmer gestört (Gilbert 1962). Die mikroklimatischen Bedingungen in litter-bags verschiedener Maschenweite sind sehr unterschiedlich. Dadurch ist ein Vergleich der Abbauraten in litter-bags mit unterschiedlichen Maschenweiten fraglich (Bocock et al. 1960, Gilbert 1962). Die litter-bags feiner Maschenweite haben ein viel feuchteres Regime (St. John 1980).

Trotz aller Kritiken und anerkannten Einschränkungen bleibt die litter-bag-Methode die allgemein akzeptierte Technik, um die Abbauprozesse in terrestrischen Ökosystemen zu studieren (Bocock et al. 1957-1960, Gilbert 1962, Heath et al. 1964, Attiwill 1967, Anderson 1973-1975, Lamb 1976, Fogel et al. 1977, Versfeld 1981, Wieder et al. 1982, Keith Douce et al. 1982, Berg et al. 1984, Will 1985).

Die in dieser Arbeit mit dieser Methode gewonnenen Erfahrungen erlauben folgende Feststellungen:

Die flache Form der litter-bags ist gut geeignet, da sie eine schnelle Inkorporation in die Streuschicht ermöglicht. Die litter-bags werden innerhalb von ca 6 Monaten völlig von neu anfallenden Nadeln überdeckt.

Ein geringerer Abbau durch Milderung mechanischer Einflüsse, z.B. Wind (Bocock et al. l.c.) scheint zumindest unter diesen *P. radiata*-Beständen nicht relevant zu sein, da hier die Nadeln (bzw. litter-bags) in die Streuschicht sehr schnell eingegliedert werden. Nach dieser Integration in tiefere Schichten dürften die Feuchte- und Temperaturunterschiede innerhalb und außerhalb des litter-bags minimal sein, besonders wenn die litter-bags eine große Maschenweite haben.

Die Ergebnisse aus litter-bags größerer Maschenweite entsprechen sicher mehr den natürlichen Bedingungen als die aus litter-bags mit feinen Maschenweiten. Die ersten ermöglichen den Eingang aller am Streuabbau beteiligten Organismen, und die mikroklimatischen Bedingungen sind gegenüber der Umgebung nicht so stark verändert.

Die größere Maschenweite birgt jedoch nicht nur Vorteile für die Betrachtung des Nadelabbaus. Es besteht die Möglichkeit, daß neu anfallende Nadeln sich in die litter-bags integrieren und die Ergebnisse verfälschen. Ein Kompromiss wäre, die untere Seite des litter-bags mit großen Maschenweiten (höchsten 4 mm) und die obere Seite mit feineren (2 mm) zu versehen.

4.2 Zu Streu-Produktion, -Akkumulation und -Abbau

Die Streuproduktion des untersuchten *P. radiata*-Bestandes beträgt 3500 kg/ha/a. Diese Streu-Input-Menge kann man als gesichert ansehen, wie die Berechnung der Regressionsgeraden für die drei Jahre beweisen.

Sie liegt in derselben Größenordnung wie die für Laub- und Koniferenwälder angegebenen Werte (s. Tab. 8). In dieser Berechnung ist der Holz-Input nicht berücksichtigt, da dafür andere Erfassungsmethoden erforderlich sind.

Die Nährstoff-Restitution durch Nadelfall unterscheidet sich nicht viel von den Ergebnissen anderer Autoren für Koniferen-Streu (Rapp 1967, Will 1959).

Unterschiedliche Meinungen existieren über die Variabilität der chemische Zusammensetzung der Streu innerhalb eines Jahreszyklus. Einige Autoren berichten von einer starken Fluktuation der chemischen Zusammensetzung der Streu von einem Monat zum anderen (Rapp l.c., Grunert 1964, Florence et al. 1975). Andere dagegen fanden keine saisonale Trends der Nährstoffzusammensetzung (Will l.c., Verfeld 1981).

Die hier dargestellte Hochrechnung des Nährstoff-Inputs bezieht sich auf die Ergebnisse der chemischen Analyse der Streu eines einzelnen Probenahmeterrains (6/82). Bis zur Klärung, ob die Streu der hier untersuchten *P. radiata*-Wälder zeitliche Veränderungen in der chemischen Zusammensetzung hat oder nicht, ist diese Nährstoff-Input-Hochrechnung nicht gesichert.

Während die Streuproduktion von *P. radiata* keine große Unterschiede zu der von Laub- oder anderen Koniferenwäldern aufweist, zeigt die Streuakkumulation erhebliche Unterschiede.

Daß die Streuakkumulation unter Koniferen höher als unter Laubwäldern ist, ist allgemein bekannt (Ovington 1954-1958, Noirfalise 1975). Bemerkenswert ist, daß die hier gefundenen Streuakkumulationswerte unter *Pinus radiata* doppelt so hoch sind wie die bis jetzt bekannten Daten aus anderen Koniferen-Wäldern. Ähnliche oder höhere Streuakkumulationen werden auch aus *P. radiata*-Beständen in Australien und Neuseeland (Ballard et al. 1981, Carey 1982, Gadgil 1981) berichtet.

Diese Immobilisation von Nährstoffen ist um so problematischer, wenn man beachtet, daß diese Kiefernforste eine sehr hohe Holzproduktion haben und gleichzeitig eine sehr langsame Abbaurrate der Streu aufweisen (s. Tab. 11). Olson (1963) weist eine Korrelation zwischen der Produktivität der Wälder und der Abbaurrate des organischen Materials nach: je produktiver der Wald ist, um so höher muß die Abbaurrate sein.

Die Gründe für die Streuakkumulation unter Koniferen sehen Noirfalise (l.c.) und Lamb (1975) in der chemischen Zusammensetzung der Nadeln. Für die hohe Akkumulation unter *P. radiata* gibt es auch andere Erklärungen: Gadgil et al. 1975 berichtet von der Hemmung des Streuabbaues durch Mycorrhiza. Die Streuakkumulation (bezogen auf die N-Mineralisations-Rate) hängt von der Bodenart ab (Lamb l.c.).

Will (l.c.) gibt als mögliche Erklärung den hohen Anteil von Cu auf dem Waldboden. Tyler (1975) berichtet, daß schon niedrige Konzentrationen von Schwermetallen (Zn, Cu) einen limitierenden Faktor für die Stickstoff-Mineralisationsrate in sauren Waldböden sind.

Dies könnte auch hier eine Erklärung für die hohe Streuakkumulation sein. Der Anteil von Cu in der F + H-Schicht ist 4 x höher als der durch den jährlichen Nadel-Input (6,5 ppm), s. Tab. 10 u. 11.

Diese Hypothese wird auch durch die Ergebnisse des Streuabbauversuches unterstützt, die ebenfalls eine starke Zunahme von Zn und Cu nach 24 Monaten Expositionszeit nachweisen (s. Tab. 12 u. 13) sowohl auf der jüngeren Fläche als auch auf der älteren Fläche.

Die Abbaugeswindigkeit der *P. radiata*-Streu ist auf der jüngeren Fläche höher als auf der älteren. Berg et al. (1980) berichten dagegen von schnellen Abbauraten in älteren Beständen.

Diese Ergebnisse wurden im Zusammenhang mit den unterschiedlichen mikroklimatischen Bedingungen und mit der Aktivität der saprophagen Organismen in 3.3.1, S. 53, diskutiert.

Es ist außerdem möglich, daß (im Einklang mit Gadgil et al. 1971 u. 1975) mit dem Alter der *P. radiata*-Bestände eine Zunahme der Mycorrhiza stattfindet und diese eine Hemmung der Entwicklung der abbauenden Organismen verursacht.

Die ermittelten Abbaukonstanten (für Fläche A, $k=47,9 \times 10^{-3}$; für Fläche II, $k=24,6 \times 10^{-3}$) sind höher als die von Will 1983 ($5,3 \times 10^{-3}$) und von Gadgil et al. 1978 (16×10^{-3}) angegebenen.

Von der linearen Form der Abbaukurve weichen die Werte für $t = 12$ Monate ab. Wieder & Lang (1982) empfehlen für diese Zeit des schnellen Abbaues die Benutzung einer zweiten Abbaukonstanten. Aus diesem doppelt exponentiellen Modell würden niedrigere Abbaukonstanten resultieren. Diese wurden nicht berechnet, weil der gemessene Abbau-Zeitraum (2 Jahre) zu kurz ist, um die Anwendung komplizierter mathematischer Modelle zurechtfertigen.

Ähnlich den Ergebnissen von Will (1983) und Versfeld (1981) findet man hier eine Erhöhung der relativen Konzentration der Elemente in den Nadeln nach 24 Monaten Expositionszeit. Lediglich der prozentuale Anteil von Kalium zeigt eine deutliche Abnahme (Abb. 14).

Die Gründe für diese an sich nicht zu erwartenden Ergebnisse lassen sich möglicherweise in den Schwierigkeiten der Methode finden: Nach einigen Monaten Expositionszeit sind die Nadeln voll mit Pilzmyzel durchwachsen, Lösung verschiedener Organismen und Ton-Humus-Komplexe kleben so sehr an der schon angegriffenen Oberfläche der Nadeln, daß eine saubere Trennung praktisch unmöglich ist, auch nicht unter Anwendung des Stereo-Mikroskops. Die darin enthaltenen Nährstoffe verfälschen mit Sicherheit die Ergebnisse des Nährstoffverlustes der Nadeln.

Die einzig plausible Erklärung für die absolute Zunahme der Schwermetalle (Zn und Cu) wäre in umweltbelastenden Emissionen oder in der Anwendung von Schädlingsbekämpfungsmitteln, die diese Stoffe enthalten, zu suchen.

5. ZUSAMMENFASSUNG

Die Streuproduktion, -akkumulation und der Streuabbau wurden in einem 30 Jahre alten *P. radiata*-Bestand untersucht.

Die Streuproduktion wurde über drei Jahre erfaßt und erreicht einen mittleren Streu-Input-Wert von 3.500 kg/ha/a. Der Streufall findet das ganze Jahr über statt und weist zwei Maxima auf. Das Hauptmaximum liegt im Herbst (47% des gesamten Jahresstreu-Inputs), das andere in Frühjahr. Der Anteil der Nadeln beträgt 87 %. Die Nadeln enthalten 0,72 % N und 1,1 % mineralische Elemente.

Das auf der Waldbodenoberfläche akkumulierte organische Material beträgt 41.840 kg TG pro ha. 85 % der gesamten Streu sammeln sich in der feinen F + H-Schicht. Der L : F+H-Index ist sehr niedrig (0,061), und deutet auf einen unreifen Zustand des Forstes hin. Auch der Index Streu-Input : Streu-Akkumulation ist sehr klein und reflektiert eine langsame Abbaurrate der Pinienstreu.

Die Menge der auf dem Waldboden akkumulierten Nährstoffe ist 888,59 kg/ha. Die Konzentrationen aller Nährstoffe, außer Mangan, nehmen ausgehend von der L- zur F+H-Schicht deutlich zu.

Der Trockengewichtsverlust der Streu ist in dem jüngeren Bestand höher als in dem älteren. Folgende Abbaukonstanten wurden ermittelt: für die jüngere Fläche $k = 47,9 \times 10^{-3}$ und für die ältere Fläche $k = 24,6 \times 10^{-3}$. Nach diesen Ergebnissen beträgt die Abbaupzeit von *P. radiata*-Nadeln im jüngeren Bestand ca. 10 Jahre und im älteren ca. 20 Jahre.

Die relativen Konzentrationen von N, Ca, Zn und Cu in den Nadeln weisen eine Zunahme in 24 Monaten auf. Der Anteil von P, Mg und Mn bleibt unverändert. Nur der prozentuale Anteil von K zeigt eine deutliche Abnahme.

Die gesamte Menge an Stickstoff bleibt während der 24 Monate Expositionszeit relativ konstant. Die Schwermetalle Zn und Cu zeigen eine absolute Zunahme. Alle anderen Nährstoffe nehmen mit der Zeit ab.

III.	MAKROFAUNA	
1.	Einleitung	69-71
2.	Material und Methoden	72-82
2.1	Probeflächen	72
2.2	Probenahme	73-75
2.3	Arbeitsablauf	75
2.4	Extraktionsgerät	76
2.5	Extraktionsverlauf	77-79
2.6	Tiermaterial	80
2.7	Auswertungsmethoden	81-82
3.	Ergebnisse	83-143
3.1	Untersuchung zum Emigrationsverhalten der verschiedenen Tiergruppen während der Extraktion	83
3.1.1	Extraktionsregime	83-86
3.1.2	Emigrationsverhalten der Bodentiere	86-89
3.2	Horizontalverteilung der Makrofaunagruppen im Zeitverlauf	90-94
3.3	Analyse der die Abundanz bestimmenden Faktoren	95-98
3.4	Abundanzdynamik und Phaenologie der verschiedenen Tiergruppen	99
3.4.1	Sukzession der Bodenmakrofauna in drei <i>P. radiata</i> -Beständen verschiedenen Alters	99-115
3.4.1.1	Jahreszeitliche Abundanzdynamik	116-117
3.4.1.2	Monatliche und jährliche Dominanz der Makrofauna auf den Sukzessionsflächen	118-127
3.4.2	Abundanzdynamik und Phaenologie auf den Referenzflächen	128-134
3.4.2.1	Dominanz der Makrofauna auf den Referenzflächen	135-137
3.5	Flächenvergleich	138-139
3.6	Auswirkung von Kahlschlag auf die Bodenfauna	140-143
4.	Diskussion	144-154
4.1	Zur Methodik	144-145
4.2	Zur Abundanz	145-148
4.3	Zur Sukzession	149-154
5.	Zusammenfassung	155-156

1. EINLEITUNG

Die Vernichtung von Waldbeständen, sei es durch natürliche Ursachen oder durch Einwirkung von Menschen (Kahlschlag) und die Wiederaufforstung stellen immer einen drastischen Eingriff in das Ökosystem dar.

Kahlschlag und die darauf folgende Aufforstung verursachen zusammen mit dem dafür heute üblichen Einsatz von Maschinen ein fast vollkommenes Verschwinden der Pflanzendecke und damit auch eine völlige Veränderung der abiotischen Bedingungen (Licht, Temperatur, Bodenfeuchte), was einen starken Einfluß auf die im Boden lebenden Tiergemeinschaften hat.

Eine sekundäre Sukzession im Sinne von Schwerdtfeger (1978) setzt sowohl für die Zoo- als auch für die Phytozönose ein (auch Margalef 1982). Die Anfangsstadien der Sukzession sind durch geringe Stabilität und Diversität charakterisiert (Hermosilla 1982). Nur wenige Pionierarten mit wenig spezialisierten Ansprüchen siedeln sich an (Margalef 1982). Im Laufe der Sukzession nimmt die Diversität zu (Odum 1971, Whittaker 1975).

Die weit verbreitete These, daß eine Zunahme der Diversität eine höhere Stabilität zur Folge hat, wurde unter diversen Aspekten diskutiert, unter anderen von May (1975), Orians (1975) und Margalef (1975), und es werden neue Konzepte in diesem Zusammenhang berücksichtigt, wie z.B. Diversitätspektren und Organisationspersistenz (Margalef 1982).

Sukzession ist nach Margalef (1982) auf die Maximierung der Gesamtproduktion, die zum Wachstum und zur Erhaltung des Ökosystems investiert wird, gerichtet. Andererseits ist der Nutzen, den der Mensch aus dem Ökosystem ziehen kann in Sukzessionsstadien, die der Klimax vorhergehen, größer (Margalef l.c.). Deshalb ist das Endstadium der Sukzession (Klimax) bei den wirtschaftlich genutzten Aufforstungsflächen nicht erwünscht, da in diesem Stadium keine Überschuß-Holzproduktion zustande käme.

Besonders bei extrem produktiven und schnell wachsenden Koniferen wie *P. radiata* (Schlagreife bei 25 bis 30 Jahren), stellt sich die Frage, wie die Entwicklung der Zoozönose durch die rapide Veränderung der Vegetationsstruktur beeinflußt wird.

Um dieser Frage nachzugehen, schien es mir sinnvoll, die Entwicklung der Bodenfauna (speziell der Makrofauna) im Laufe der Sukzession zu untersuchen. Dazu wurden als Sukzessionsstadien Flächen unterschiedlichen Alters mit möglichst ähnlichen Standortgegebenheiten gewählt. Diese Flächen als das gleiche Ökosystem anzusehen ist ein Kompromiß, bedingt durch die praktische Unmöglichkeit, eine Sukzession 30 Jahre lang zu beobachten. Unter diesen kritischen Voraussetzungen müssen die Ergebnisse gesehen werden.

Eine pedozoologische Studie kann man auf zwei verschiedenen Wegen angehen: durch die ausführliche Analyse einer systematischen Gruppe oder durch eine allgemeine Diagnose, die die Mehrheit der Tiergruppen miteinbezieht (Lebrun 1971).

In dieser Arbeit wurden beide Aspekte gewählt: eine allgemeine Betrachtung der Makrofauna (dieses Kapitel) und eine detaillierte Analyse der Diplopoda (Kap. IV).

Über globale Untersuchungen der Bodenmakrofauna in Nadelwäldern sind mir wenig Arbeiten bekannt (Bornebusch 1930, Huhta et al. 1975). Die meisten Arbeiten über die Zoozönose in Nadelwäldern (Fichtenforsten) sind einzelnen, konkreten Populationen gewidmet (Hartmann 1974, Thiede 1977, Altmüller 1979, Albert 1982, Fründ 1983). Globale pedozönotische Untersuchungen sind häufiger in Laubwäldern durchgeführt worden (van der Drift 1951, Ghilarov 1967, Kitazawa 1971, Geoffrey 1981, Mollion 1982, Flogaitis 1984, Meyer 1984).

Die Sukzession der Waldbodenfauna ist schon mehrfach Gegenstand von Untersuchungen gewesen. In Fichtenschlägen arbeiteten Leitinger-Mikoletzky (1940), Gretschy (1952), Huhta (1969). Moritz (1965) untersuchte die Sukzession der Oribatiden in Kiefernkahlschlag-Flächen in Norddeutschland.

In Bezug auf exotische *P. radiata*-Aufforstungen liegen mir nur Arbeiten aus Neuseeland über die Bodenfauna (Mesofauna) vor (Will u. Styles 1967). Über die Sukzession der Bodenfauna unter *P. radiata*-Aufforstungen ist bis jetzt nicht berichtet worden.

2. MATERIAL UND METHODEN

2.1 Probeflächen

Das Studium der Pedozönose wurde auf sieben verschiedenen Flächen durchgeführt.

Für die Sukzession der Streu- und Bodenmakrofauna wurden folgende Kierfernbestände ausgewählt:

- Fläche A (8 jähriger *Pinus radiata* -Forst, 2. Generation)
- " B (18 " " ")
- " C (30 " " ")

Zwei weitere 30-jährige *P. radiata* -Bestände unterschiedlicher Exposition und Höhe:

- Fläche I (Süd, 400 m)
- " II (Südwest, 500 m)

Die Auswirkung von Kahlschlag auf die Bodenfauna wurde auf Fläche I untersucht.

Als Referenzflächen dienten zwei naturnahe Bestände aus demselben Gebiet:

- Ein kleiner *Fagus sylvatica* -Restwald und
- ein junger Mischwald, der die potentielle natürliche Vegetation der Gegend repräsentiert.

Außer im Buchenwald existiert auf allen Untersuchungsflächen eine inhomogene Unterwuchsvegetation.

Eine genauere Beschreibung der Flächen ist Kapitel I, Seite 12, 13, 14 zu entnehmen. Der zoönotische Vergleich der gleichaltrigen Flächen soll später an anderer Stelle erarbeitet werden.

2.2 Probenahme

Das bearbeitete Tiermaterial wurde im Untersuchungszeitraum vom 1.5.82 bis zum 1.6.83 gesammelt. Monatlich sind 30 bzw. 40 Proben (6 bis 8 Parallel-Proben pro Untersuchungsfläche) zur Erfassung der Abundanzdynamik der verschiedenen Tiergruppen entnommen worden (s. Probenahme-Plan, Tab. 14).

Probenahme-Termin	Witterung	Untersuchungsflächen							Total/ Monat
		A	B	C	I	II	MW	BW	
5.82	ST	8	8	8	8	8	-	-	40
6.82	F	7	6	7	-	-	-	-	20
7.82	ST	8	8	8	8	7	-	-	39
8.82	F	8	8	8	-	-	6	-	30
9.82	SF	7	7	8	-	-	-	8	30
10.82	T	8	8	7	8	8	-	-	39
11.82	F	8	8	8	-	-	6	-	30
12.82	T	8	8	8	-	-	-	6	30
1.83	T	8	8	8	8	8	-	-	40
2.83	T	8	8	8	-	-	8	-	32
3.83	SF	8	8	8	-	-	-	6	30
4.83	F	8	8	8	8	8	-	-	40
5.83	T	7	7	8	-	-	8	-	30
6.83	T	8	6	8	8	-	-	8	38
TOTAL		109	106	110	48	39	28	28	478

Tab. 14: Probenahme-Plan (ST = sehr trocken; SF = sehr feucht;
T = trocken; F = feucht)

A = *P. radiata*, 8 Jahre; B = *P. radiata*, 18 Jahre;

C, I, II = *P. radiata*, 30 Jahre versch. Exposition;

MW = Mischwald; BW = Buchenwald.

Innerhalb der untersuchten Waldbestände wurden 100 m² große Flächen in Quadrate zu je 1 m² geteilt. Diese Flächen wurden so festgelegt, daß Randeffekte vermieden wurden, und daß sie äußerlich als charakteristisch für die ganze Waldfläche gelten konnten. Außerdem wurde Wert darauf gelegt, daß die Probequadrate vor den Blicken der Waldspaziergänger verborgen blieben.

Die Proben wurden mit Zufallszahlen aus der gerasterten Fläche ausgewählt.

Die Abundanz der streubewohnenden Makrofauna wurde mit quantitativen Streuproben ermittelt. Die Probenoberfläche betrug 314 cm². Diese Fläche ist als ausreichend für statistische Betrachtung der Bodenmakroarthropoden in anderen Biotopen eingeschätzt worden (Schauermann mündl., Sprengel 1981).

Zur Entnahme der Streu-Bodenproben wurde ein Stahlzylinder (Ø 20 cm, Höhe 25 cm) verwendet. Er war so konstruiert, daß er durch Öffnen einer Verriegelung aufgeklappt werden konnte, um die Probe unbeschädigt zu entnehmen. Aus dem aufgeklappten Zylinder wurde mit einem scharfen Messer die Streu-Humusschicht mit etwa 1 cm Mineralboden von dem Rest der Probe getrennt. Dieser 1 cm Mineralboden wurde mit der Streuprobe zusammen entnommen, weil die Streuschicht keine einheitliche Grenzfläche mit dem Boden bildet.

Die Mächtigkeit der Streuschicht variierte je nach Standort von 3 bis 6 cm. Bei geringer Mächtigkeit wurde mehr Mineralboden an der Probe belassen, um ein zu rasches Austrocknen im Extraktionsapparat zu vermeiden.

Die Proben wurden intakt mit der Streuseite nach unten in Plastikeimer gelegt, die etwa denselben Durchmesser wie die Proben hatten und später auch als Behälter beim Extraktionsvorgang dienten.

Zwischen Eimerboden und Probe wurde eine Lage Gardinenstoff mit losen Fasern gelegt, die den Durchgang der Tiere erlaubte, aber Verunreinigung weitgehend zurückhielt. Die gelochten Böden der Eimer wurden mit passenden Kartonscheiben dicht verschlossen, oben wurden sie mit dicht schließenden Plastikdeckeln abgedeckt und unmittelbar danach ins Labor zur Extraktion gebracht.

2.3 Arbeitsablauf

Im Labor wurden die Proben mit den Probebehältern gewogen und das Frischgewicht ermittelt. Dann wurden sie in die Auffanggefäße (bis zu 1 cm mit gesättigter Pikrinsäure gefüllt, Kempson et al. 1963) eingesetzt und dem Extraktionsvorgang unterworfen. Alle Proben wurden, außer an regnerischen Tagen, mit einer Spritzflasche kurz angefeuchtet, um einen möglichst einheitlichen Wassergehalt der Proben bei allen Extraktionsterminen zugewährleisten.

Am Ende der Extraktionszeit wurden die Trockengewichte der Proben ermittelt, der Wassergehalt errechnet, ihre Mächtigkeit gemessen und der prozentuale Humusanteil geschätzt.

Die emigrierten Organismen wurden abfiltriert (Trichter und Gaze, Maschenweite 50 μm) und in 100 ml Rollrandgläschen in 70 % Alkohol aufbewahrt.

Das Auszählen der Tiere erfolgte unter dem Binocular, die Bestimmung bis zur Art unter dem Mikroskop.

Um das Emigrationsverhalten der Bodentiere feststellen zu können, wurden an drei verschiedenen Probenahmeterminen zwei Extraktionsgefäße täglich ausgeleert.

2.4 Extraktionsgerät

Die Extraktion erfolgte mit einem modifizierten Extraktionsgerät nach Kempson et al. (1963), hergestellt in Bremen nach Konstruktionsplänen von H. Koehler. Die Anlage zeichnet sich dadurch aus, daß sehr hohe Temperatur- und Feuchtegradienten erzielt werden können. Mit dieser Anordnung wird eine hohe Extraktionseffizienz für die meisten der von mir untersuchten Tiergruppen erreicht (Edwards et al. 1971).

Die Extraktion fand in vier Ebenen mit je 10 Probeplätzen statt. Jeweils zwei Ebenen waren übereinander angeordnet und in einen Metallrahmen einmontiert. Jede Ebene bestand aus einer Plattform aus mit Polyurethan beschichtetem Aluminium mit zehn runden Öffnungen zur Aufnahme der Probenbehälter. Unter dieser Plattform war eine wärmeisolierte Aluminiumwanne angebracht, die mit einem Zu- und Ablauf für Leitungswasser versehen war. Über jedem Extraktionsplatz hing eine Infrarot-Reflektor-Lampe mit 150 W Leistung.

Die Plastikeimer zur Aufnahme der Bodenproben wurden um einige Zentimeter verkürzt, die Böden so durchbohrt, daß sich ein dichtes Netz mit Löchern von 10-15 mm $\varnothing$ ergab. Diese Eimer wurden so in einen zweiten, nicht verkürzten Eimer mit ansonsten gleichen Abmessungen gestellt, daß zwischen den beiden Eimerböden ein Hohlraum von einigen Zentimetern Höhe blieb. Der Zwischenraum wurde etwa zur Hälfte mit gesättigter Pikrinsäure angefüllt.

Um zu vermeiden, daß die Eimer im Wasserbad "schwimmen" und hochgedrückt werden konnten, wurden sie an zwei Seiten durch verdrehbare Messingstäbe fixiert. Die gesamte Anlage konnte nach Bedarf mit Styropor-Platten abgeschlossen werden.

Jede Ebene des Extraktionsapparats wurde mit einem elektronischen Temperatur-Regler TRIAC versehen, um während jeder Phase der Extraktion konstante und kontrollierbare Temperaturen an der Probenoberfläche zu erzielen. An jeweils einer Probe pro Ebene wurde an der Oberfläche mit einem Temperaturfühler die Ist-Temperatur gemessen. Der Regler vergleicht diese mit einer vorher festgelegten Soll-Temperatur. Bei Differenz der beiden Werte (Ist u. Soll) schalten sich die Lampen auf der entsprechenden Ebene ein. Bei geringer Temperaturdifferenz verringert sich automatisch die Leistung der Lampen, so daß große Temperaturschwankungen auf der Probenoberfläche vermieden werden.

2.5 Extraktionsverlauf

Aufgrund von Vorversuchen hat es sich als geeignet erwiesen, die Extraktionsdauer bei dieser Art von Bodenproben auf 12 Tage zu erhöhen und die Anfangstemperatur auf 25°C festzulegen. Die Extraktionsdauer mit der Kempson-Apparatur beträgt normalerweise 7 bis 10 Tage (Kempson et al. 1963).

Die für die Vorversuche entnommenen Streu- und Bodenproben (ca. 5 cm Mächtigkeit) waren nach zehntägiger Extraktion noch feucht, und die Emigration der verschiedenen Organismen war nicht vollständig beendet. Nach 12 Tagen schien die Extraktion abgeschlossen zu sein. An Probenahmeterminen mit sehr feuchter Witterung wurde die Extraktion um einen weiteren Tag verlängert.

Das Extraktionsregime wurde wie folgt ausgewählt: (s. Abb. 16)

Die Extraktion beginnt mit einer Phase der Stabilisierung der Proben temperatur. Die Probenbehälter sind mit dunklem, feuerfesten Stoff zugedeckt, um ein feuchtes Regime zu erhalten (Feuchte Phase), auch um zu verhindern, daß sich schnell bewegendes Tiere die Behälter verlassen konnten. Die Heizung bleibt noch ausgeschaltet, es erfolgt jedoch bereits eine Kühlung durch fließendes Leitungswasser (1. Tag).

Am 2. Tag beginnt die Beheizung der Proben durch die Lampen. Dabei wird die Soll-Temperatur an der Probenoberfläche täglich um 5°C erhöht.

Die Anlage wird bis zum 5. Tag offen gelassen, um eine übermäßige Temperaturerhöhung an der Oberfläche der dunklen Abdecktücher zu vermeiden (aus Sicherheitsgründen schaltet sich das Gerät aus, wenn die Temperatur im Apparat 85°C übersteigt). Wenn die Temperatur an der Probenoberfläche 40°C erreicht (5. Tag), werden die Probebehälter geöffnet und die Anlage wird mit Styropor-Platten verschlossen (Anfang der trockenen Phase).

EXTRAKTIONSREGIME

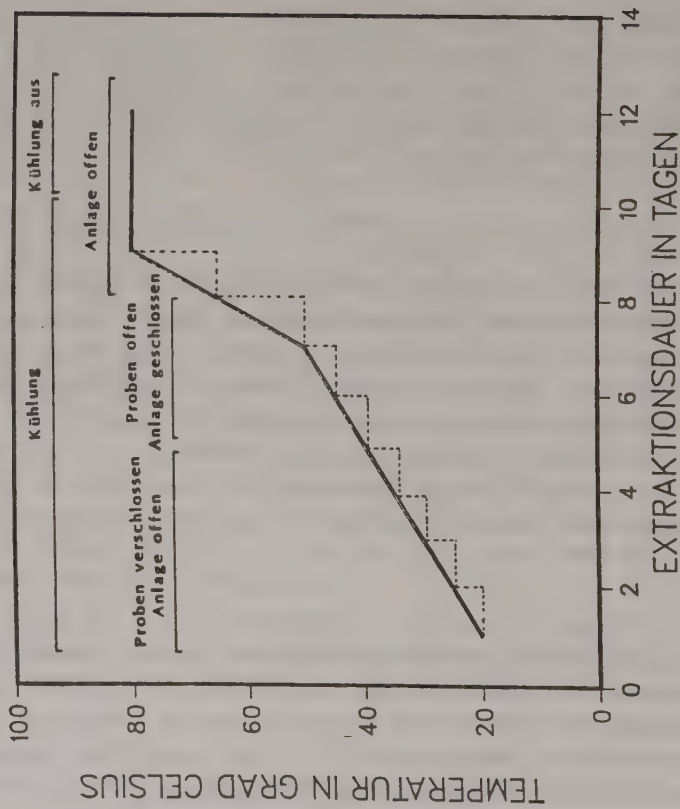


Abb. 16: Extraktionsregime (Temperatur auf der Probenoberfläche)

Die Erhöhung von 50°C auf 80°C erfolgte ab August 82 über eine Zwischenstufe (65°C, 8. Tag). Es waren nämlich am darauffolgenden Extraktionstermin bei der Nachkontrolle einige ausgetrocknete Tiere (große Lumbricidae) in der Probe gefunden worden, die wohl die Probe nicht rechtzeitig verlassen konnten.

Ab dem 9. Extraktionstag wird die Anlage wieder geöffnet. Die Temperaturen auf den Probenoberflächen haben 80°C erreicht. Vom 10. Tag an bis zum Ende der Extraktion wird die Kühlung abgestellt, um durch extreme Trockenheit und Hitze mögliche restliche Tiere zum Verlassen der Probe zu zwingen.

Der Temperaturgradient wird täglich durch zwei Kontaktthermometer an der Ober- und Unterseite je einer Probe pro Ebene gemessen. Die Kontrolle der erwünschten Temperatur wurde durch einen Meßfühler auf der Oberfläche einer Probe durchgeführt.

2.6 Tiermaterial

Den Untersuchungen liegt ein Tiermaterial von 22.708 Individuen zugrunde.

Alle extrahierten Tiere der Streu- und Bodenmakrofauna und der Gruppe der Rhynchota, die zum Teil zur Mesofauna gehört, wurden nach großen Gruppen getrennt und gezählt.

Die Diplopoda (733 Individuen) stehen im Mittelpunkt der Untersuchungen und wurden bis zur Art bestimmt.

Ferner wurden die Lumbricidae von J. Römbke (Battelle-Institut, Frankfurt) bestimmt.

Das Material wurde in folgende systematische Einheiten aufgeschlüsselt:

Oligochaeta	- Lumbricidae	(bis zur Art bestimmt)
Mollusca	- Gastropoda	
Crustacea	- Isópoda	
Myriapoda	- Chilopoda	- Geophilomorpha
		- Lithobiomorpha
		- Scolopendromorpha
	- Diplopoda	(bis zur Art bestimmt)
Arachnida	- Araneae	
	- Pseudoscorpiones	
Hexapoda	- Coleoptera-Imagines	
	- Rhynchota	
	- Larven	- Diptera
		- Coleoptera
		- Lepidoptera
		- Sonstige

2.7 Auswertungsmethoden

Die dargestellten Werte sind die auf einen Quadratmeter hochgerechneten Mittelwerte ($\bar{x}$).

Obwohl die Voraussetzungen für den statistischen Gebrauch des Mittelwertes (Normalverteilung) im allgemeinen nicht gegeben sind (Prech 1979, Koehler 1984), gibt $\bar{x} \pm SE$ (Standardfehler) eine gute Beschreibung der Streuung der Werte an. Außerdem benutzen die meisten Autoren den Mittelwert zur Beschreibung von Populationen, was einen direkten Vergleich ermöglicht.

Alle Berechnungen wurden mit Hilfe des Statistik-Paketes SPSS (Statistical Program for Social Sciences) durchgeführt und zum Teil mit SPSS-Graphik dargestellt (Kähler 1984).

Die nicht bis zur Art bestimmten Tiergruppen wurden durch die folgenden Parameter beschrieben:

- Abundanz (monatliche- und jährliche Abundanzentwicklung; Ind/m²)
- Dominanz (monatliche- und jährliche Dominanzverhältnisse)
- Dispersion (Relation Varianz/Mittelwert)

Die Zusammenhänge zwischen der monatlichen Abundanz jeder Tiergruppe mit TG, Wassergehalt, Humusanteil und Mächtigkeit wurden mit der Spearman Rang-Korrelation geprüft,

Der Vergleich der Abundanzwerte des ganzen Jahres von den verschiedenen Flächen erfolgte mit dem Mann-Whitney U-Test.

Zur Beschreibung der Diplopoda-Synusien wurden folgende Parameter herangezogen:

- Artenzahl
- Dominanz
- versch. Diversität-Indices (Shannon-Weaver, Margalef, Simpson)
- Äquität
- Artendichte

Für den Vergleich der Flächen untereinander wurden der

- Sörensen-Index (Artenidentität) und die
- Renkonen-Zahl (Dominantenidentität) benutzt.

3. ERGEBNISSE

3.1 Untersuchungen zum Emigrationsverhalten der verschiedenen Tiergruppen während des Extraktionsverlaufes

3.1.1 Zum Extraktionsregime

Die Proben für den Emigrationsversuch stammen von drei verschiedenen Probenahmetermeninen aus einem 30-jährigen Kiefernbestand (Fläche C).

Aus zwei Auffangbehältern pro Termin wurden täglich die ausgetriebenen Tiere bis zum Ende der Extraktionszeit entnommen (7.82 ab 5. Tag, 8.82 ab 3. Tag, 11.82 ab 8. Tag).

Die Proben wiesen, wie in 2.2 erwähnt, jeweils unterschiedliche Ausgangsverhältnisse hinsichtlich TG, Wassergehalt und Humusanteil auf (Tab. 15).

Probenahme-Termin	Nr. Probe	TG (g)	Humus (%)	Wasser (%)
7/82	1	652	78	23
"	2	347	95	29
$\bar{x}$	-	499	86	26
8/82	1	573	90	30
"	2	746	65	28
$\bar{x}$	-	657	77	29
11/82	1	606	85	39
"	2	479	90	43
$\bar{x}$	-	542	87	42

Tab. 15: Trockengewicht, Humus- und Wassergehalt der für den Emigrationsversuch untersuchten Proben

Der Temperaturverlauf auf der Ober- und Unterseite der jeweiligen Proben an den drei Extraktionsterminen ist in Abb. 17 dargestellt.

Man beobachtet im allgemeinen einen minimalen Temperaturgradienten in der Probe während der ersten vier Tage und eine deutliche Zunahme des Gradienten ab dem 5. Tag, wenn die Temperatur auf der Probenoberseite 40°C erreicht hat und das Abdecktuch entfernt ist (Ende der feuchten Phase).

Ab dem 10. Tag verringert sich der Temperaturgradient. Bei der Extraktion von 8.82 bleibt er bis zum Ende der Extraktion stabil. Bei den anderen Terminen wird er progressiv kleiner mit unterschiedlichen Werten.

Der steilste Temperaturgradient ist bei der Extraktion von 11.82 zu beobachten, was auf den höheren Wassergehalt der Proben (ca. 40 % der Xeromasse) zurückzuführen ist.

Am Ende der Extraktionszeit herrscht auf der Probenoberseite eine Temp. von 80°C bis 85°C, auf der Probenunterseite schwankt sie zwischen 58°C bis 65°C.

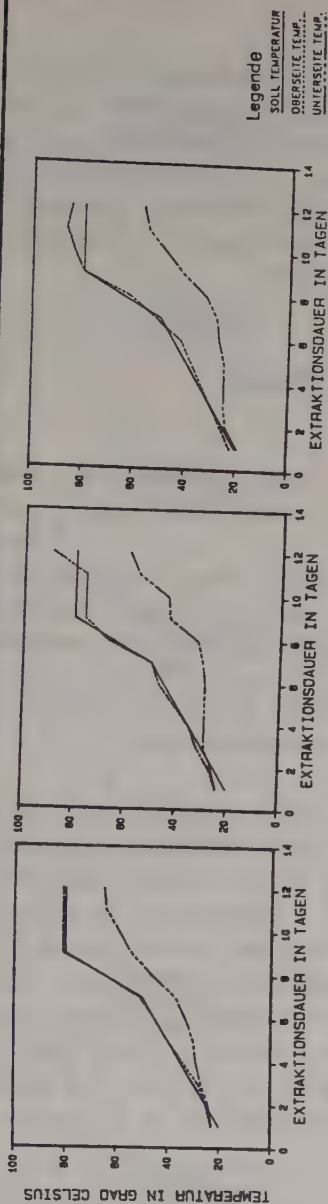
Die Temperaturen an den Probenoberflächen variieren in geringem Umfang (etwa ca. $\pm 3^\circ\text{C}$), verursacht durch die unterschiedliche Distanz zur Lampe wegen der unterschiedlichen Probenmächtigkeit.

Die Temperatur an der Unterseite dagegen weist höhere Unterschiede zwischen den verschiedenen Proben bzw. Probenahmeterminen auf. Diese lassen sich durch die Eigenschaften der Proben wie Mächtigkeit, Zusammensetzung und Wärmeleitfähigkeit erklären.

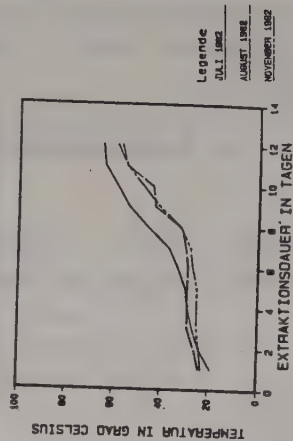
Besonders in den letzten Tagen (Oberflächentemperatur von 80°C) verliert die oben liegende Bodenschicht durch Austrocknung an Wärmeleitfähigkeit und bewirkt, daß die Temperaturen an der Unterseite der Proben nicht über 65°C ansteigen.

EXTRAKTIONSREGIME (JULI-AUGUST-NOVEMBER)

TEMPERATURVERLAUF DER EXTRAKTION



TEMPERATURVERLAUF AUF DER PROBENUNTERSEITE



TEMPERATURVERLAUF AUF DER PROBENOBERSSEITE

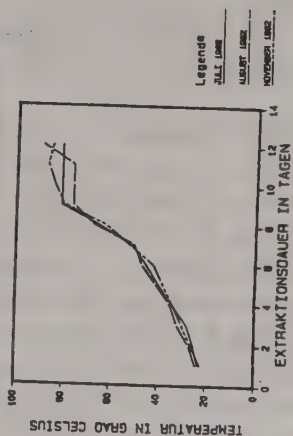


Abb. 17: Temperaturverlauf der Extraktion an drei Extraktionsterminen (Juli, August, November)

Man kann zusammenfassend feststellen, daß das Extraktionsregime für diese inhomogenen Waldproben individuell unterschiedlich ist, und daß der gewünschte einheitliche Extraktionstemperaturverlauf nur annähernd gewährleistet werden kann, da sehr viele verschiedene Parameter die Wärme-Transmission innerhalb der Probe beeinflussen, wie unterschiedliche Streuzusammensetzung, Streuschichtmächtigkeit, Wassergehalt oder unterschiedliche Anteile an Mineralboden.

3.1.2 Zum Emigrationsverhalten der Bodentiere

Alle erbeuteten Tiergruppen (außer Collembolen und Milben 7/82) wurden gezählt und die Ergebnisse in Abb. 18 dargestellt.

Für einige Tiergruppen (Rhynchota, Aranea, Diplopoda und Diplura) sind die Ergebnisse aufgrund der gefundenen geringen Abundanzen nicht aussagekräftig. Sie wurden trotzdem bei der Auswertung berücksichtigt.

Die Ergebnisse sind dargestellt als kumulative Anteile (%) aus der Summe zweier Parallelproben pro Probenahmetermin.

Die Ergebnisse der drei Extraktionstermine zeigen, daß aus den Proben von Juli und August ca. 40 % aller Tiere bis zum achten oder neunten Tag die Proben verlassen hatten, bei einer Temperatur von ca. 45°C an der Probenunterseite und von 65°C bis 80°C an der Oberseite.

Die meisten Tiere verlassen die Probe zwischen dem 9. und 10. Tag der Extraktion bei Temperaturen von 45°C bis 55°C an der Unterseite und bei Oberflächentemperaturen von 80°C. Bei der Extraktion im November 82 dagegen verließen bis zum 11. Tag erst 20 % der Tiere die Proben. Die restlichen 80 % wurden vom 11. bis zum 12. Tag der Extraktion gesammelt bei Temperaturen von 55°C bis 57°C an der Unterseite.

EMIGRATIONSVERLAUF

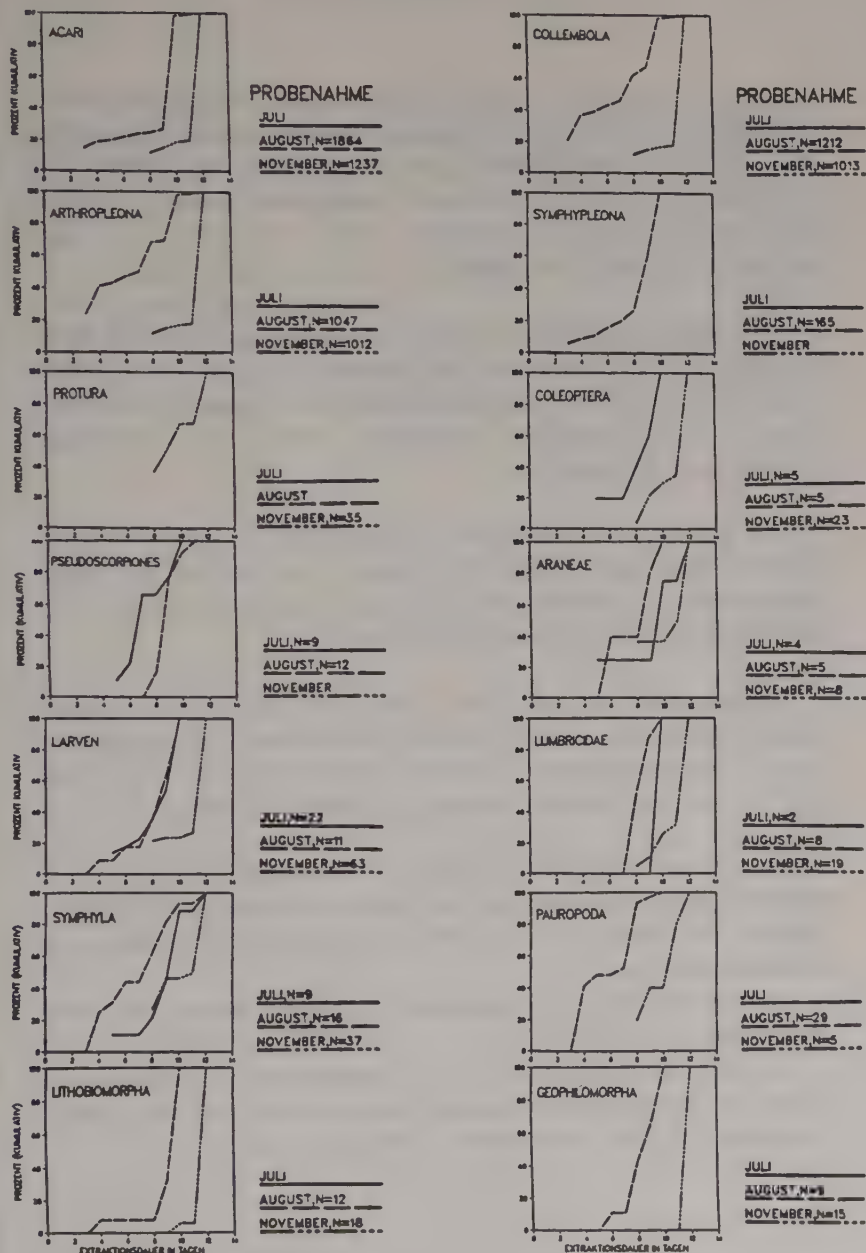


Abb. 18: Emigrationsverhalten der verschiedenen Tiergruppen während des Extraktionsverlaufes an drei Probenahme-

Diese Verzögerung in der Auswanderung ist mit großer Wahrscheinlichkeit auf den viel höheren Wassergehalt der Novemberproben zurückzuführen. Entsprechendes Verhalten hat Koehler (1984) für Collembolen und Milben experimentell nachgewiesen. Dieser Trend zur Emigrationsverzögerung bei feuchten Proben läßt sich bei allen gesammelten Tiergruppen feststellen.

Vergleichbar mit den Ergebnissen von Koehler (l.c.) läßt sich bestätigen, daß die Collembolen, im besonderen die Arthropleona, früher als die Milben emigrieren und daß innerhalb der Gruppe der Milben die Gamasina (nicht quantitativ ausgewertet) früher aus den Proben auswandern als die Oribatiden.

Die Mehrzahl der Collembolen und Milben aus der letzten Extraktionsphase sind adulte Tiere. Dies schließt aus, daß in der Probe möglicherweise vorhandene Eier im Laufe der Extraktionszeit zum Schlüpfen der Jungtiere gebracht worden waren.

Bemerkenswert ist, daß diese Tiergruppen generell höhere Temperaturen aushalten können als allgemein angenommen wird, und daß die möglichen Letaltemperaturen (35°C-40°C Ashraf (1971) in Koehler (l.c.)) nicht für Tiere aus wärmeren Gebieten zuzutreffen scheinen.

Die kleinen Myriapoden, Symphyla und Pauropoda, emigrieren viel früher als die größeren Chilopoda und Diplopoda, obwohl das Emigrationsverhalten der Diplopoda aufgrund der extrem niedrigen Abundanzen nicht genau feststellbar ist.

Das Verhalten der Lithobiomorpha und Geophilomorpha weist keine wesentlichen Unterschiede auf.

Bei den Arachnida scheinen die Pseudoscorpiones etwas eher die Proben zu verlassen als die Aranea, beide generell bevor die Probenunterseiten sehr hohe Temperaturen erreicht haben.

Die größte Anzahl der Lumbricidae, Coleoptera und Hexapoda-Larven (hauptsächlich Diptera-Larven) verläßt die Proben in der letzten Extraktionsphase (8. bis 9. Tag) bei Temperaturen von 45°C bis 55°C an der Probenunterseite.

Die Ergebnisse der Extraktion im November zeigen einen ähnlichen Trend mit zwei tägiger Verzögerung.

Die Protura, die wahrscheinlich wegen der ausreichenden Feuchteverhältnisse nur im November gefunden wurden, wandern bei diesem Versuch etwas früher als die übrigen Tiergruppen aus.

3.2 Horizontalverteilung der Makrofauna im Zeitverlauf

Die kleinräumige Verteilung der Individuen einer Population wird als Dispersion bezeichnet.

"Die Dispersion stellt ein wichtiges Populationscharakteristikum dar und zugleich einen wesentlichen Aspekt der Struktur von Zoozöosen" (Weidemann unveröff.).

Ausführliche Untersuchungen über die Dispersion der Streufauna sind im Buchenwald von Reise und Weidemann (1975) und in Fichtenforsten von Hartmann (1979) und Albert (1982) durchgeführt worden.

Die Verteilung der wichtigsten Tiergruppen der Streufauna wurde für die drei Aufforstungsflächen untersucht. Als Dispersions-Index wurde die Relation von Varianz zum Mittelwert, $I = s^2/\bar{x}$, gewählt. Bei zufälliger Verteilung der Individuen (Poisson-Verteilung) ist $I = 1$, d.h. $s^2 = \bar{x}$. Für regelmäßige Verteilung gilt $I < 1$, für geklumpfte Verteilung $I > 1$.

Dabei sollte man berücksichtigen, daß nach Margalef (1982) "manchmal ein sehr niedriges Ergebnis des Quotienten $s^2/\bar{x}$ für selten vorkommenden Arten einfach einen Datenmangel bedeutet und nicht gerade auf eine Poisson-Verteilung hinweist".

Abb. 19 und 19a zeigen die monatlichen Variationen des Dispersions-Index der häufigsten Tiergruppen der drei Aufforstungsflächen.

Die Individuen der verschiedenen Tierpopulationen sind bei dieser Arealgröße (314 cm²) meistens geklumpft verteilt. Auffällig starke Klumpung zeigen die Rhynchota und die Dipteralarven.

Die Dispersion der jeweiligen Tiergruppen zeigt große Unterschiede zwischen den drei untersuchten Flächen, was möglicherweise auf eine unterschiedliche Artenzusammensetzung auf den Aufforstungsflächen hinweist.

RELATION VARIANZ/MITTELWERT IM JAHRESZYKLUS

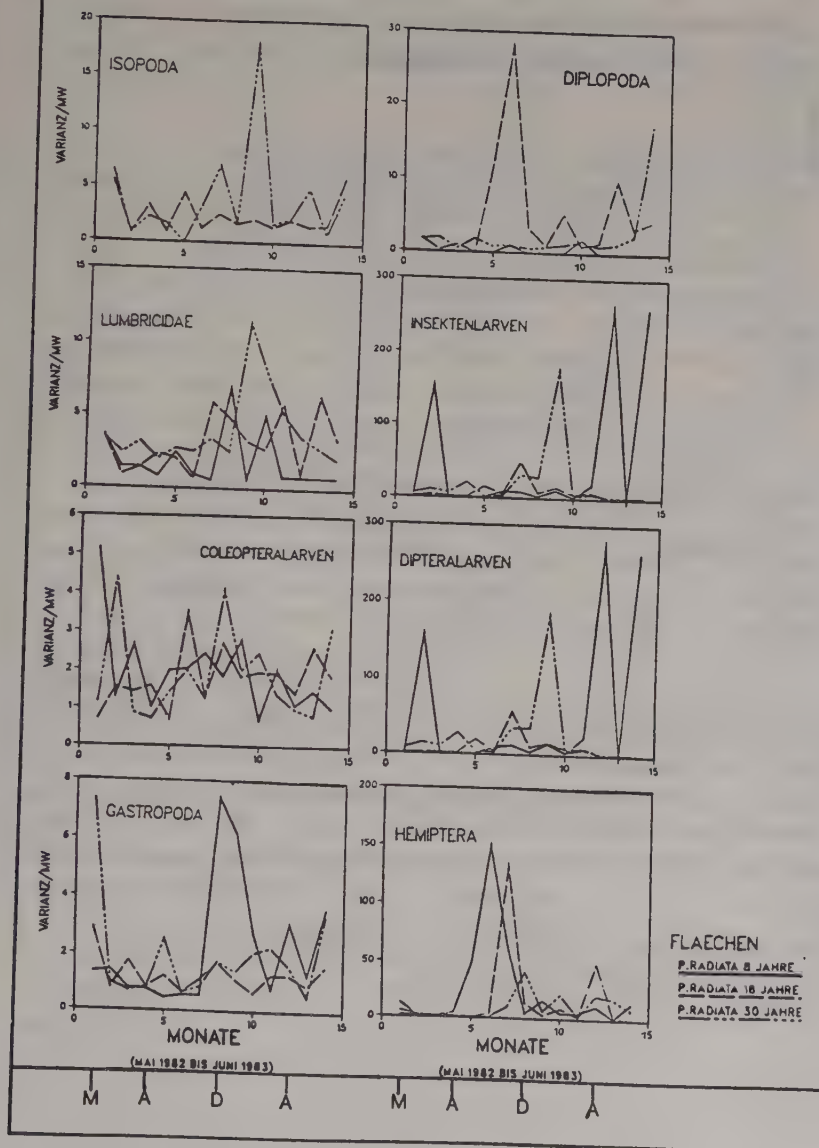


Abb. 19: (siehe Abb. 19a)

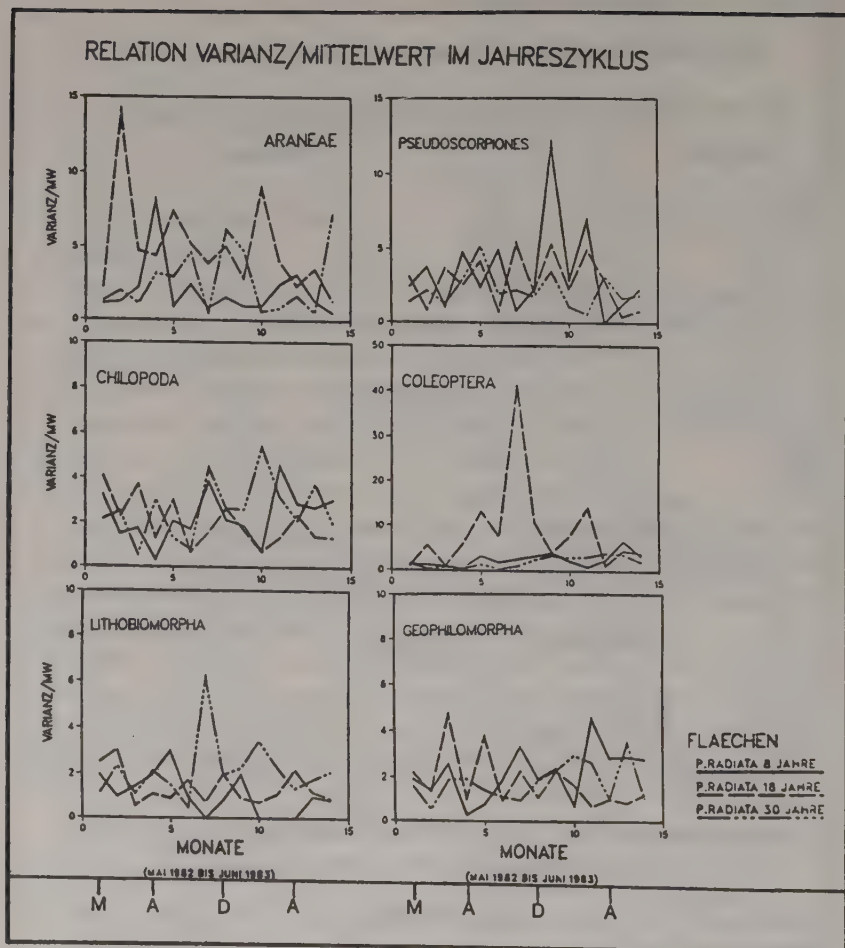


Abb. 19a: Relation Varianz/Mittelwert für verschiedene Tiergruppen der Bodenmakrofauna.

Deutliche Anzeichen einer Normalverteilung auf der jüngeren Fläche zeigen die Aranea im Winter und die Gastropoda und Coleoptera-Imagines im Sommer.

Die Chilopoda, hauptsächlich die Lithobiomorpha, tendieren oft zu einer Normalverteilung mit starken punktuellen Klumpungen im Winter (Auftreten von Juvenilen).

Das Verhalten von Coleoptera-Imagines ist sehr unterschiedlich auf den älteren Flächen. Auf der 18-jährigen Fläche ist die Horizontalverteilung normalerweise geklumpt bis stark geklumpt im Winter. Auf der 30-jährigen Fläche dagegen zeigen sie fast während des ganzen Jahres, hauptsächlich aber im Sommer eine Normalverteilung

Die Diplopoda sind annähernd normalverteilt während des ganzen Jahres außer im Frühling und auf der 18-jährigen Fläche auch im Herbst, verursacht durch das gehäufte Auftreten vieler juveniler Tiere der Gattung Polydesmus. Diese "annähernde Normalverteilung" der Diplopoda ist aufgrund der nicht immer ausreichenden Abundanzen kritisch zu betrachten (vgl. Margalef l.c.).

Dabei ist zu berücksichtigen, daß innerhalb jeder Tiergruppe das Dispersionsverhalten der einzelnen Arten unterschiedlich sein kann. Reise und Weidemann (l.c.) fanden eine geklumpete Verteilung von *Lithobius mutabilis*, aber eine zufällige Verteilung der verwandten Art *Lithobius curtipes*. Ähnlich unterschiedliche Verteilungen fand Hartmann (1979) für verschiedene Staphyliniden-Arten in Fichtenforsten.

Aus diesem Grunde kann eine Aussage über die Verteilung der Streufauna auf der Basis von Tiergruppen nur eine begrenzte Gültigkeit besitzen.

Von dieser Einschränkung abgesehen, lassen die Ergebnisse für einige Tiergruppen (Chilopoda, Diplopoda, Isopoda) erkennen, daß das Dispersionsverhalten im Laufe des Jahres variiert und daß es mit großer Wahrscheinlichkeit durch die biologischen Eigenschaften (Brutpflege, Paarungsverhalten, etc.) jeder Population bestimmt wird (abgesehen von anderen Faktoren biotischer und abiotischer Natur).

In diesem Zusammenhang ist zu berücksichtigen, daß die jeweilige Dispersion nur ein Momentbild aus einem fortlaufenden Geschehen ist (Schwerdfeger 1978).

3.3 Analyse der die Abundanz bestimmenden Faktoren

Wegen der Inhomogenität des Waldökosystems variieren die gemessenen Parameter (TG, Humusgehalt, Mächtigkeit und Wassergehalt) der einzelnen Proben stark (s. 2.2, Kapitel III). Um zu erfahren, von welchen dieser Faktoren die Abundanzen der untersuchten Tiergruppen beeinflusst werden, wurde eine Spearman-Rangkorrelations-Analyse durchgeführt. Diese eignet sich besonders für nicht parametrische Stichproben, sie ist robust und unempfindlich gegenüber Ausreißern (Sachs 1983).

Dazu wurden die Abundanzen jeder Tiergruppe pro Probenahmetermin aus allen Proben zusammengefaßt und zu den gemessenen Parametern in Beziehung gesetzt.

Die Ergebnisse (Signifikanzen auf dem 5 %-Niveau) zeigen, daß i.a. die Anzahl der Tiere hauptsächlich vom Humusgehalt und von der Feuchte der Proben abhängt (Tab. 16). Auffällig ist, daß die Abundanzen der untersuchten Individuen nur in Ausnahmefällen mit der Mächtigkeit der Proben korrelieren und daß eine positive Korrelation mit dem Trockengewicht in der Regel eine negative Korrelation mit dem Humusgehalt nach sich zieht und umgekehrt.

Die in Ausnahmefällen auftauchenden negativen Korrelationen mit dem Trockengewicht und gleichzeitig mit dem Humusgehalt ergeben biologisch keinen Sinn und sind mit Sicherheit auf zu niedrige Abundanzen in den Proben zurückzuführen.

Die einzige Tiergruppe, die häufig positiv mit dem Trockengewicht korreliert, ist die der Lumbricidae. Dies läßt sich dadurch erklären, daß in der Regel eine Erhöhung des Trockengewichtes auch eine Zunahme des Bodenanteils mit sich bringt, und daß somit Lumbricidenarten erfaßt werden, die in tieferen Bodenschichten ihren Lebensraum haben. Das ist mit Sicherheit der Fall bei *Lumbricus friendi* (epi-euedaphische Form), der zweiten dominanten Art und bei anderen Bewohnern tieferer Bodenschichten wie *Scherotoca* sp., die selten erfaßt worden sind.

	6.82		7.82		8.82		9.82		10.82		11.82		12.82		1.82		2.82		3.82		4.82		5.82		6.82	
5%-Niveau	r<0	r>0	r<0	r>0	r<0	r>0	r<0	r>0	r<0	r>0	r<0	r>0	r<0	r>0	r<0	r>0	r<0	r>0	r<0	r>0	r<0	r>0	r<0	r>0	r<0	r>0
TROCKENGEWICHT	LA		AR LU LA T		LU		HE LA T		HE LU		LU		AR PS HE		GA DI				IS DI		GA LU		LU IS DI T		LA T	
MÄCHTIGKEIT																					T		PS DI			
HUMUSANTEIL	AR		AR HE CO LA T		HE LA T		HE LA T		HE LU CO		AR DI LA T		AR PS HE CO		HE CO		AR PS CO CH		AR PS LU CO IS DI LA CH T		GA PS HE LU IS DI T		HE CH		HE DI LA T	
WASSERGEHALT			LU CO IS DI T		CO LA		LA T		IS CH		LA		AR PS HE LU CO				PS HE IS DI LA CH T		GA LU CO IS DI LA CH T		AR LA T		T			

Tab. 16: Spearman-Rangkorrelationsanalyse (5 %-Niveau)

(r<0 = negative Korrelation r>0 = positive Korr.)

LA = Larven; AR = Aranea; LU = Lumbricidae; IS = Isopoda

HE = Rhynchota; PS = Pseudoscorpiones; GA = Gastropoda

DI = Diplopoda CH = Chilopoda; CO = Coleoptera;

T = alle Tiere.

Die Ergebnisse auf dem 1 %-Niveau (Tab. 16a) zeigen einen ähnlichen Trend.

Obwohl die Proben bezüglich der gemessenen Parameter, außer dem Wassergehalt (Abb. 20), sehr unterschiedlich waren, zeigen die Ergebnisse der Spearman-Korrelationsanalyse, daß mit dieser Art der Probenahme (Humusschicht + 1 bis 3 cm Mineralboden) die von mir untersuchten Tiergruppen (außer einem Teil der Lumbricidae) erfaßt werden konnten.

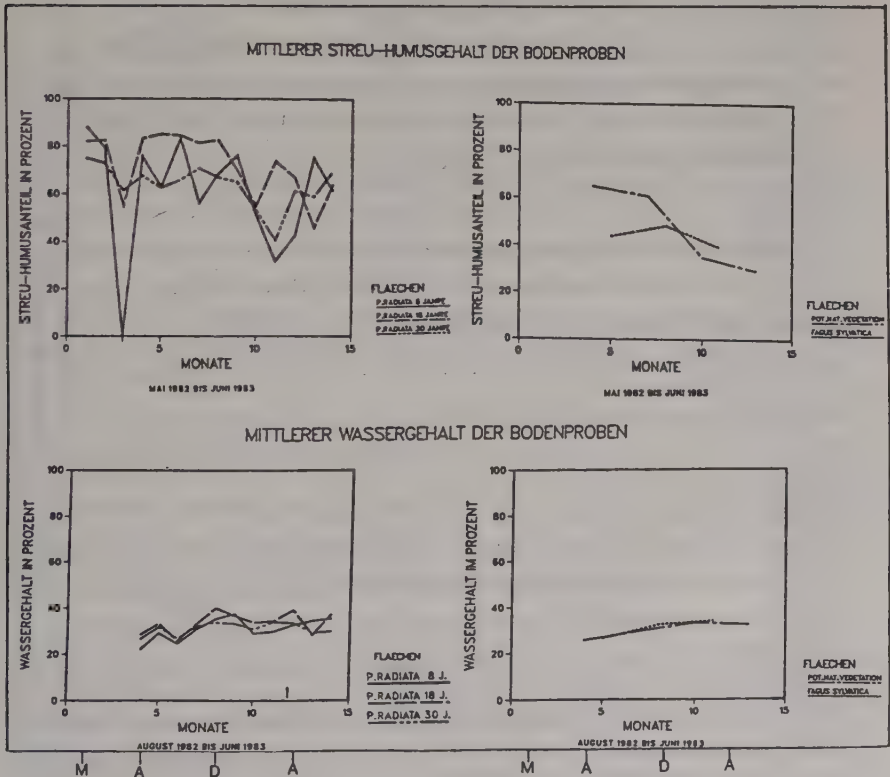


Abb. 20: Wasser- und Humusgehalt der Streuproben während des Untersuchungszeitraumes.

	6.83	7.83	8.83	9.83	10.83	11.83	12.83	1.83	2.83	3.83	4.83	5.83	6.83
1 %-Niveau	$r < 0$ $r > 0$	$r < 0$ $r > 0$	$r < 0$ $r > 0$	$r < 0$ $r > 0$	$r < 0$ $r > 0$	$r < 0$ $r > 0$	$r < 0$ $r > 0$	$r < 0$ $r > 0$	$r < 0$ $r > 0$	$r < 0$ $r > 0$	$r < 0$ $r > 0$	$r < 0$ $r > 0$	$r < 0$ $r > 0$
TROCKENGEWICHT		AR		HE LU	HE					IS DI	LU	LU DI T IS	LA T
MÄCHTIGKEIT													
HUMUSANTEIL		T DI	LA T		AR DI	AR			AR CH	AR PS LU CO IS DI T		IS DI T	LA T
WASSERGEHALT		CO IS	LA T	CH	LA	AR CO		AR	PS IS LA T	LU CO IS DI LA T	AR		T

Tab. 16a: Monatliche Spearman-Rangkorrelationsanalyse (1 %-Niveau)
 $(r < 0$ = negative Korrelation; $r > 0$ = positive Korr.)

3.4 Abundanzdynamik und Phaenologie der verschiedenen Tiergruppen

3.4.1 Sukzession der Bodenmakrofauna in *Pinus radiata*-Beständen verschiedenen Alters

Die Abundanzentwicklung und Phaenologie der erfaßten Meso- und Makrofauna der L, F, H und A₁-Schicht in den Sukzessionsflächen (*P. radiata* 8, 18 und 30 Jahre) sind in den Abb. 21-22-23-24 dargestellt. Die mittleren Jahreswerte sind aus Tab. 17 zu entnehmen.

Die Stechzylinder-Methode und die folgende Extraktion mit dem Kempsongerät ist nicht gleich gut für die Gewinnung aller dargestellten Tiergruppen geeignet. So werden z.B. die eu- und endoedaphische Regenwürmer, sehr kleine Gehäuseschnecken (Corsman in Meyer 1981), einige sehr kleine Larvenarten (Mollon 1982) und bestimmte Asselarten (Koscielny mündl.) unvollständig erfaßt.

Obwohl somit eine genaue quantitative Erfassung dieser Tiergruppen sicher nicht gewährleistet ist, schien mir die angewandte Methode für die hier behandelte Fragestellung, die Entwicklung der Tiergemeinschaften in verschieden alten Aufforstungsbeständen, für Vergleichszwecke geeignet.

Räuberische Arthropoden

Für alle untersuchten primär räuberischen Arthropoden wie Aranea, Pseudoscorpiones und Chilopoda ist eine generell niedrige Abundanz in der jüngeren Aufforstungsfläche zu beobachten (Abb. 21 u. 22).

Außer für die Chilopoda ist keine stetige Abundanzzunahme mit zunehmendem Alter der Bestände festzustellen.

Die 18-jährige Fläche zeigt im Durchschnitt die höchsten Abundanzen, mit einem Jahres-Mittelwert von 565,1 (B) gegenüber 210,2 (A) und 515,6 (C) Ind/m² (Tab. 17).

Tiergruppen	A	B	C
Aranea	33,6	163,2	69,1
Pseudoscorpiones	57,3	156,8	108,8
Chilopoda	119,3	245,1	337,7
-Lithobiomorpha	5,5	124,8	184,4
-Geophilomorpha	108,0	118,4	150,4
-Scolopendromorpha	5,8	2,7	2,9
Coleoptera	67,6	204,0	97,3
Rhynchota	285,0	188,8	147,2
Lumbricidae	25,6	176,0	201,6
Isopoda	-	57,6	41,6
Diplopoda	0,6	83,2	51,2
Gastropoda	92,8	32,6	30,4
Hexapoda-Larven	505,0	585,6	643,2
-Diptera-L.	432,0	470,4	563,2
-Coleoptera-L.	64,9	102,4	63,0
-Lepidoptera-L.	2,5	9,6	16,3
ZOOPHAGE	210,2	565,1	515,6
SAPROPHAGE	624,0	934,4	969,6
TOTAL TIERE	1190,0	1894,4	1728,0

Tab. 17: Mittlere Jahresabundanz (Ind/m²) der Bodenmakrofauna
in drei verschiedenen *Pinus radiata*-Forsten.
(A = 8 Jahre; B = 18 Jahre; C = 30 Jahre).

ABUNDANZENTWICKLUNG DER CHILOPODA

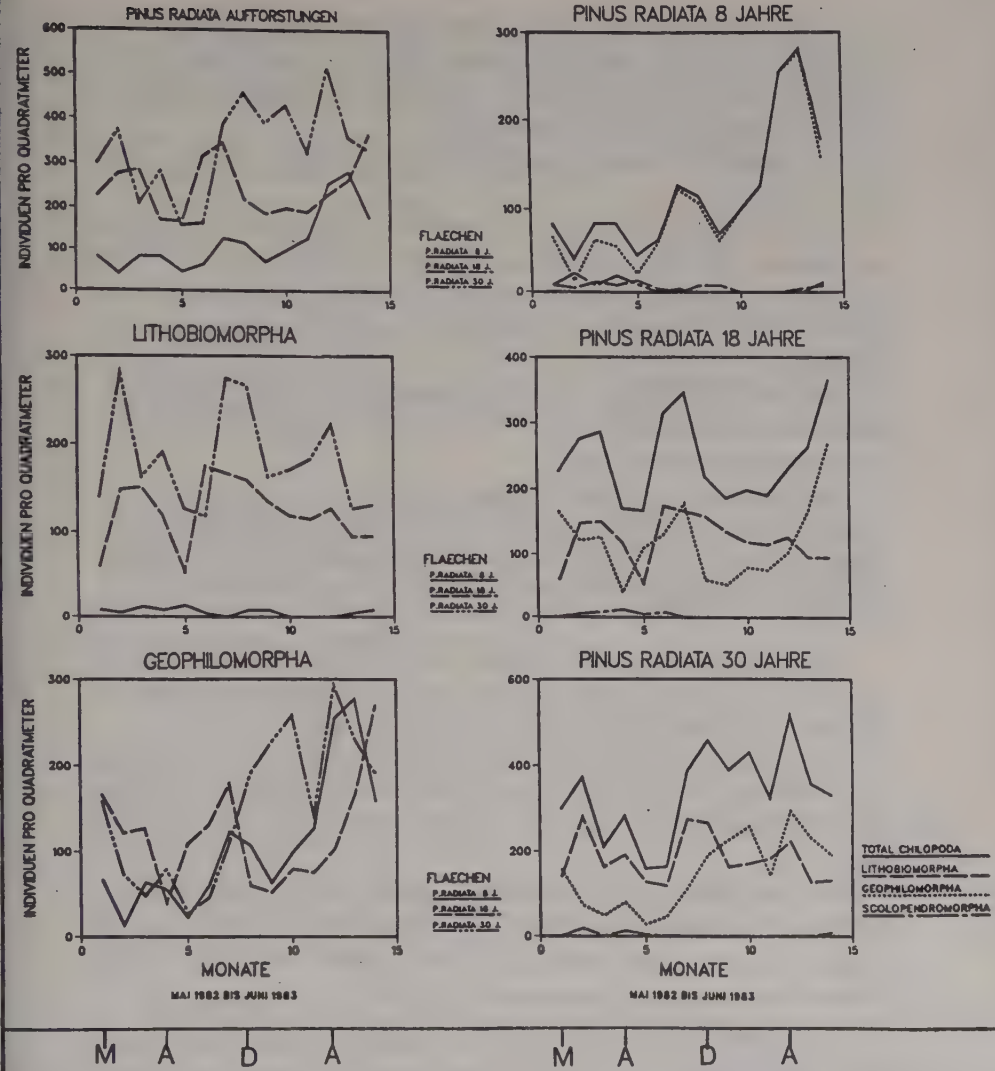


Abb. 21: Abundanzentwicklung der Chilopoda (Lithobiomorpha, Geophilomorpha u. Scolopendromorpha) in *P. radiata*-Aufforstungen (8, 18 u. 30 Jahre).

Der jahreszeitliche Zyklus der Pseudoscorpiones (Abb. 22) zeichnet sich durch ein Maximum in den Herbstmonaten aus, wenn die juvenilen Tiere auftreten (Cabbutt (1967) in Flogaitis (1984)). Die niedrigsten Abundanzen sind von Februar bis April gefunden worden.

Die mittleren jährlichen Abundanzen liegen zwischen 57,3 (A) und 156,8 Ind/m² (B).

Flogaitis (I.c.) hat in einem Mischwald auch ein Maximum im Herbst und niedrige winterliche Abundanzen gefunden und gibt eine Dichte von 96,4 Ind/m² an. Geoffroy (1981) berichtet für denselben Mischwald nur von 27,0 Ind/m². Alle anderen aus der Literatur bekannten Daten sind viel niedriger.

Für die Aranea lassen die drei dargestellten Kurven keine klare gemeinsame Phaenologie erkennen (Abb. 22). Dies könnte ein Hinweis auf eine hohe Artendiversität sein.

Die mittleren jährlichen Abundanzen betragen für die drei Sukzessionsflächen: 33,6, 163,2 und 69,1 Ind/m². Huhta et al.(1975) und Albert (1982) berichten von viel höheren Araneaabundanzen unter Fichten-Beständen in Finnland (431 Ind/m²) bzw. in Deutschland (323 Ind/m²).

Auch bei den Chilopoda (Abb. 21) ist die Abundanz in der jüngeren Fläche niedriger als in den beiden älteren. Die Abundanzkurve zeigt ein Maximum im Frühling und niedrigere Werte im übrigen Jahr.

Der Anzahl der Chilopoda auf der älteren Fläche ist höher als auf der mittleren und hat einen abweichenden phaenologischen Verlauf, der mit Sicherheit auf die Dominanz unterschiedlicher Arten zurückzuführen ist.

Die 30- jährige Fläche hat niedrige Abundanzen während des Sommers und hohe Abundanzen vom Herbst bis zum Frühling (Höchstwerte im April). Die 18- jährige Fläche hat zwei Maxima im Herbst und im Frühling und niedrigere Abundanzen im Winter.

Die mittleren jährlichen Abundanzen betragen jeweils 119,3, 245,1 und 337,7 Ind/m² (Tab. 17).

Diese Abundanzen sind die höchsten, die bis jetzt in der Literatur sowohl für Koniferen- als auch für Laubwälder referiert worden sind.

Die bekannten Abundanzen der Chilopoda für Laubwälder liegen weit unter 200 Ind/m^2 (van der Drift 1951, Lebrun 1971, Geoffroy 1981, Albert 1982, Fründ 1983, Flogaitis 1984). Für Koniferen sind sie viel niedriger, unter 80 Ind/m^2 (Huhta et al. (l.c.)), 67 Ind/m^2 (Bornebusch 1930), $20\text{--}28 \text{ Ind/m}^2$ (Fründ (l.c.)), $4,6 \text{ Ind/m}^2$ (Albert 1982).

Wenn man die Chilopoda in Kohorten aufschlüsselt, werden andere Unterschiede deutlich:

Auf der 8-jährigen Fläche dominieren die Geophilomorpha (euedaphische Lebensweise) mit ca. 92 %. Der Anteil der Lithobiomorpha und Scolopendromorpha beträgt je 4 %. Die Geophilomorpha zeigen ein Hauptmaximum im Frühling (hauptsächlich Jungtiere) und ein Nebenmaximum im Herbst.

Auf der 18-jährigen Fläche beträgt der Anteil der Lithobiomorpha ca. 51 %, der Geophilomorpha 48 % und der Scolopendromorpha ca. 1 %. Die Lithobiomorpha zeigen Spitzenwerte im Frühsommer und im Herbst. Die Geophilomorpha, ähnlich wie auf der jüngeren Fläche, ein Hauptmaximum im Frühling und ein Nebenmaximum im Herbst.

Auf der 30-jährigen Fläche dominieren auch die Lithobiomorpha mit 54 % über die Geophilomorpha und Scolopendromorpha (44,6 % bzw. 1 %). Ähnlich wie auf der mittleren Sukzessionsfläche zeigt die Abundanzkurve der Lithobiomorpha zwei schwache Maxima (Frühling und Herbst). Die Geophilomorpha zeigen im Vergleich zu den anderen Flächen eine Verzögerung des herbstlichen Maximums und ein vorgezogenes Maximum im Frühling. Dies könnte ein Hinweis auf die Existenz einer anderen Artenzusammensetzung auf der älteren Fläche sein.

Die Dichte der Scolopendromorpha ist auf allen drei Flächen sehr gering. Die höchsten Abundanzen gibt es auf der jüngeren Fläche. Bemerkenswert ist, daß die Scolopendromorpha auf allen Flächen nur im Sommer und Frühherbst gefunden worden sind. Es wäre möglich, daß dies die Zeit der größten Aktivität dieser Tiere ist.

Die geringen Abundanzen von Scolopendromorpha haben mit Sicherheit ihre Ursache in deren hauptsächlichlichen Vorkommen in Biochorien (totes Holz, unter Steinen, etc.). Große Scolopendromorpha, die in aufgestellten Barberfallen gesammelt worden waren, sind bei den Streu-Bodenproben nicht gefunden worden.

Coleoptera-Imagines

In der Streuschicht der untersuchten Kiefernbestände kommen hauptsächlich sehr kleine Arten der Curculionidae, Elateridae und Staphylinidae vor.

Bei der Darstellung der Coleoptera kann man auf Fläche B zwei Maxima (im Winter und im Frühling) unterscheiden. Auf den anderen Flächen mit viel niedrigeren Abundanzen liegen die Maxima in den Monaten Februar bis April (C) und im Mai (A) (Abb. 22).

Die mittleren jährlichen Abundanzen betragen 67,6 (A), 204 (B) und 97,3 (C) Ind/m² (Tab. 17).

Für Fichtenbestände geben Bornebusch (1930) 151 Ind/m² und Huhta (1975) 125 Ind/m² an.

Rhynchota (Hemiptera)

Die Abundanz der am Boden der drei *P. radiata*-Flächen lebenden Rhynchota (Heteroptera und Homoptera) zeigt eine deutliche Abnahme der Populationsdichte im Laufe der Sukzession (Abb. 22).

Die mittlere Jahres-Abundanz beträgt für Fläche A (285 Ind/m²), für Fläche B (188,8 Ind/m²) und für Fläche C (147,2 Ind/m²).

Die 8- und 18-jährigen Bestände haben ein deutliches Maximum im Herbst. Die 30-jährige Fläche zeigt bezüglich der Rhynchota keine deutlichen Maxima, erhöhte Abundanzen lassen sich jedoch im Winter erkennen.

ABUNDANZENTWICKLUNG DER MAKROFALUNA
IN
PINUS RADIATA AUFFORSTUNGEN

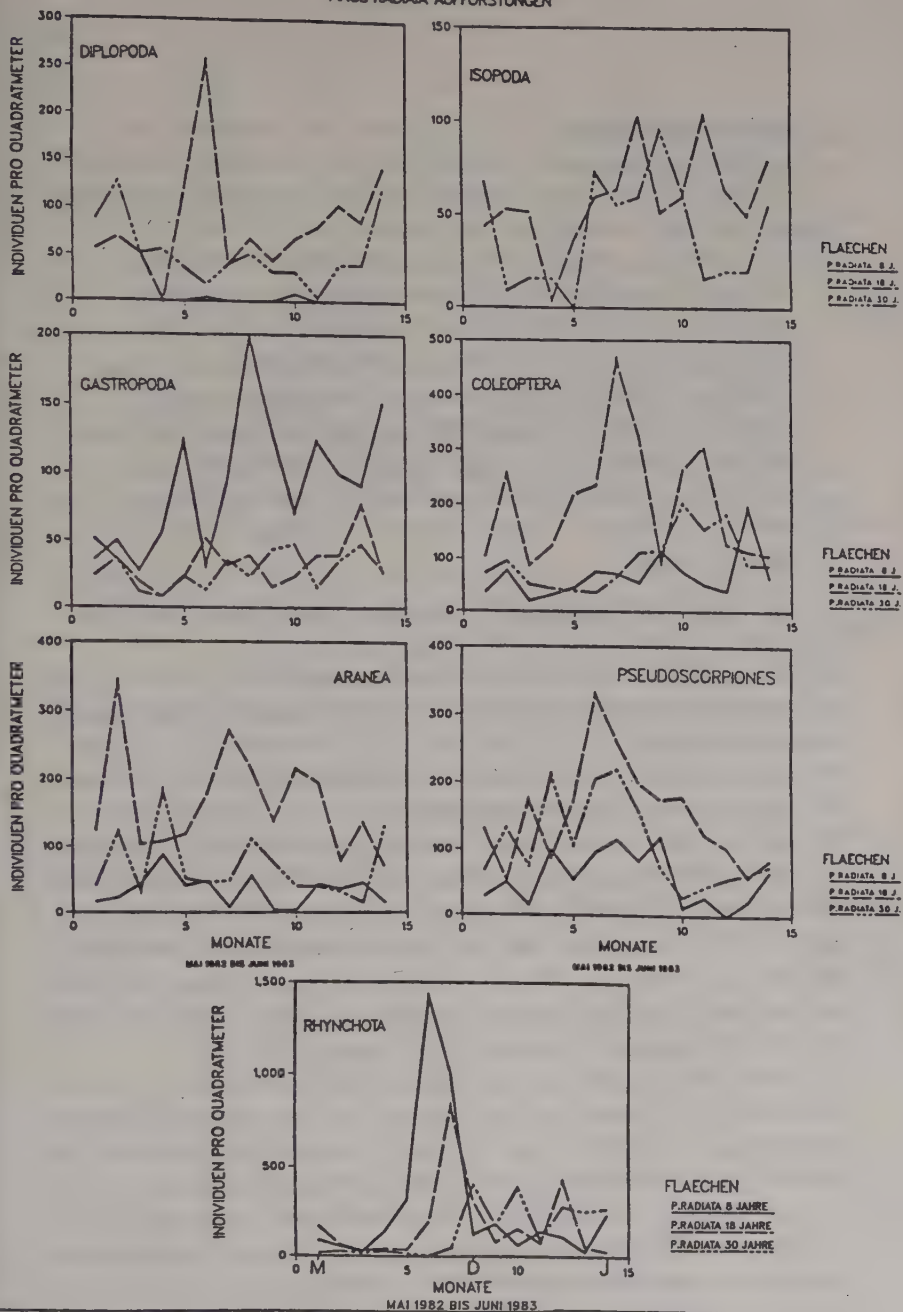


Abb. 22: Abundanzentwicklung der Diplopoda, Isopoda, Gastropoda, Coleoptera, Aranea, Pseudoscorpiones u. Rhynchota) in

Saprophage Rodentiere

Folgende streuabbauende Tiergruppen sind in diese Studie einbezogen worden:

Die "obligaten" saprophagen Diplopoda, Isopoda und Lumbricidae. Die Insekten-Larven, vertreten hauptsächlich durch saprophage Dipteren-Larven (Sciariden), deren Hauptfunktion für das Ökosystem in der Zerkleinerung des Streumaterials besteht (Almüller 1976); in geringem Umfang sind auch Vertreter räuberischer Gruppen vorhanden (Empididae, Dolichopodidae) und die Gastropoda, obwohl diese teilweise phytophag sind und einige Nacktschnecken-Arten carnivor sein dürften (Meyer 1984). Sie sind trotzdem, vorbehaltlich einer weiteren taxonomische Bestimmung, der Gruppe der Saprophagen zugeteilt worden.

Der Anteil der saprophagen Makrofauna ist viel höher als der der zoophagen und nimmt im Laufe der Sukzession zu.

Der jährliche Mittelwert beträgt für die jüngere Fläche 624 Ind/m², für die mittlere Fläche 934,4 Ind/m² und 969,6 Ind/m² für den älteren Bestand (Tab. 17).

Auffällig ist das völlige Fehlen der Asseln und das fast völlige Fehlen der Tausendfüßler auf der 8-jährigen Fläche.

Die jährlichen Mittelwerte der Asselpopulationen für die 18- und 30-jährigen Bestände liegen mit 57,6 bzw. 41,6 Ind/m² auf einem ähnlichen Niveau wie die meisten Literaturwerte für Laubwälder, außer den von Lebrun (1971) angegebenen, der für einen Buchenwald und eine Pappel-Pflanzung in Belgien ca. 800 bzw. 1300 Ind/m² angibt. Andererseits sind sie viel höher als die in Koniferenwäldern in Dänemark und Finnland gefundenen Abundanzen (Bornebusch 1930, Huhta 1975).

Beide phaenologischen Kurven zeigen höhere Abundanzen im Herbst und Winter und deuten auf ein Maximum auch im Frühling. Flogaitis (1984) dagegen findet in einem Mischwald die höchsten Abundanzen im Sommer und die niedrigsten im Winter und Frühling (Abb. 22).

Die rasche Abundanzabnahme beruht mit großer Wahrscheinlichkeit auf der Tatsache, daß die neugeborenen Asseln für die Prädatoren eine leichte Beute darstellen (Sunderland et al. 1980). Die 18-jährige Fläche hat in der Regel höhere Abundanzen als die 30-jährige.

Die Gastropoda und Hemiptera sind die einzigen der untersuchten Tiergruppen, bei denen man eine stetige Abundanzabnahme im Laufe der Sukzession der Bestände feststellen konnte.

Die mittlere jährliche Abundanz der Gastropoda beträgt für Fläche A 92,8 Ind/m², für Fläche B 32,6 Ind/m² und für Fläche C 30,4 Ind/m² (Tab. 17).

Bei den beiden älteren Flächen gibt es keine großen Schwankungen. Die niedrigsten Abundanzen werden im Sommer gefunden (Abb. 22). Die Anzahl der Tiere auf diesen beiden Beständen ist im allgemeinen niedrig.

In den jüngeren Flächen dagegen gibt es große Abundanzschwankungen mit einem starken Maximum im Winter. Niedrigere Abundanzen werden auch im Sommer gefunden.

Es sind sowohl bei der Gehäuseschnecken als auch bei den Nacktschnecken sehr kleine Arten. Die ersteren sind dominierend.

Trotz der ungenügenden Effizienz der Hitzeextraktion (s. S. 99) sind die Ergebnisse als Vergleich geeignet und ermöglichen eine deutliche Aussage: Die Individuenzahl nimmt mit dem Alter der Bestände ab.

Die hohen Abundanzunterschiede kommen wahrscheinlich durch den "geringen" Waldcharakter des Bodens der jüngeren Fläche zustande, wie man den phytosoziologischen Untersuchungen entnehmen kann (Kap. I, S. 25). So entspricht der Boden der jüngeren Fläche eher einer Wiese als einem Waldboden. Dunger (1970) spricht von einem "Wiesenstadium" der Besiedlung.

Die Larven der holometabolen Insekten nehmen im Laufe der Sukzession zu.

Mittlere Jahreswerte auf der 8-jährigen Fläche: 505 Ind/m²; auf der 18-jährigen Fläche: 585,6 Ind/m² und auf der 30-jährigen: 643,2 Ind/m² (Tab. 17).

Auf allen drei Flächen sind die Dipteren-Larven dominierend:

Fläche A 85 %, Fläche B 80 % und Fläche C 87,5 %.

Der Anteil der Coleoptera-Larven beträgt für:

Fläche A 13 %, Fläche B 17,5 % und Fläche C 10 %.

Die Lepidoptera-Larven sind spärlich vertreten und scheinen auf der älteren Fläche häufiger zu sein mit einem Maximum im Winter. Der relative Anteil für jede Fläche beträgt jeweils 0,5 %, 1,5 % und 2,5 %.

Die Larvenpopulationen sind nach ihrer Abundanz die wichtigste Tiergruppe der Streu- und Bodenmakrofauna der untersuchten *Pinus radiata*-Aufforstungen mit Spitzenwerten von 2000 bis 2500 Ind/m².

Die Phaenologie der Populationen der zwei älteren Bestände zeigen maximale Abundanzen im Winter, auf der jüngeren Fläche im Frühling (Abb. 23). Die Extremwerte, sowohl bei der Fläche C als auch bei der Fläche A, rühren von besonders starker Klumpung der Dipteren-Larven (Sciaridae) zu diesem Zeitpunkt her. Die Phaenologie der gesamten Larvenpopulation ist durch die Dipteren-Larven geprägt mit Maximalwerten im Winter. Ab März werden die Adulten häufiger (Mollon 1982).

Auf der Fläche A bekommt man die höchsten Werte im Frühling und im Frühsommer, was auf eine andere Artenzusammensetzung der Populationen hinweist.

Die wichtigsten Dipteren-Familien auf allen untersuchten Flächen sind die Sciaridae, Cecidomyiidae und Chironomidae.

ABUNDANZENTWICKLUNG DER LARVEN

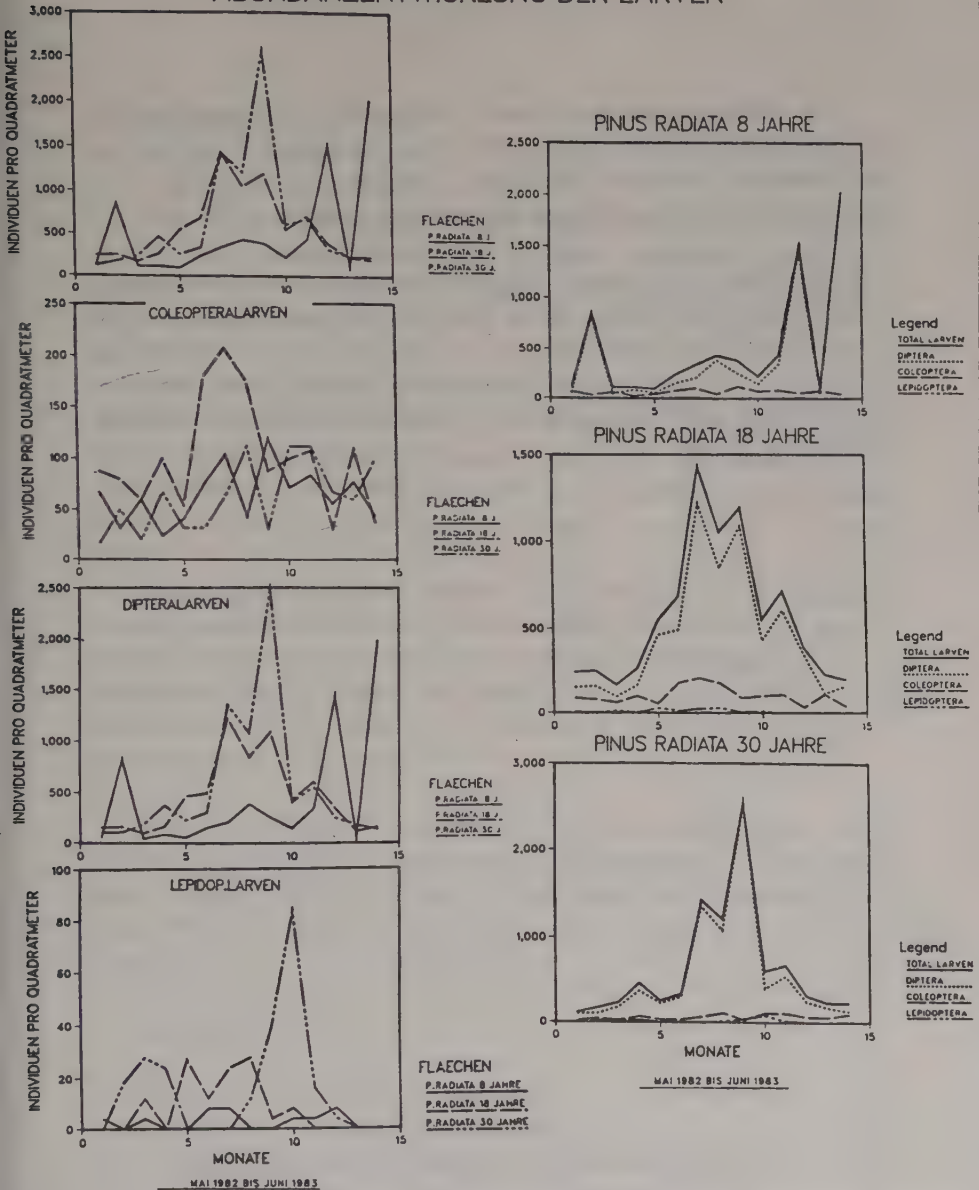


Abb. 23: Abundanzentwicklung der Hexapoda-Larven (Diptera, Coleoptera u. Lepidoptera) in *P. radiata*-Aufforstungen (8, 18 u. 30 Jahre).

Die phänologischen Kurven der Coleoptera-Larven lassen generell keinen deutlichen Trend erkennen. Nur auf der 18-jährigen Fläche gibt es ein deutliches Maximum im Winter. Elateridae, Curculionidae und Staphylinidae sind die wichtigsten vorkommenden Familien.

Die Anzahl der Dipteren-Larven ist ähnlich der in den Fichtenwäldern Finnlands gefundenen (Huhta 1975). Sie ist in der Regel größer als die Literaturwerte für Laubwälder, mit der Ausnahme eines Mischwaldes in Frankreich, für den Flogaitis (1984) 1160 Ind/m² angibt. In den Fichtenforsten des Sollings liegt die Schlüpfabundanz zwischen 2000 und 3000 Ind/m² (Thiede 1977).

Lumbricidae

Auch bei den Lumbricidae läßt sich eine Abundanzzunahme im Laufe der Sukzession erkennen. Die mittleren jährlichen Abundanzen betragen für die Flächen A 25,6 Ind/m², B 176 Ind/m² und C 201,6 Ind/m² (Tab. 17). Die höchsten Abundanzen findet man im Winter und die niedrigsten im Sommer.

Diese Individuendichte auf den älteren Flächen ist viel höher als die bis jetzt für verschiedene Wälder Europas berichtete (Abrahamsen (1972), Huhta (l.c.), Satchell (1955), Nordstrom et al. (1974)). Die Abundanzahlen der vorliegenden Untersuchung sind sicher durch die angewendete Methode bedingt, die eine hohe Effizienz für epigäische Lumbricidae zu haben scheint.

Die Stechzylindermethode dagegen ist für die quantitative Erfassung endogäischer Lebensformen der Lumbricidaezönose am wenigsten geeignet. Satchell (1971 in Meyer 1984) konnte zeigen, daß die kleinen Förna-Lumbricidae durch Hitzeextraktion besser erfaßt werden als mit der für Lumbricidae üblichen Handsortierung oder mit der Formalinmethode. Eine ähnliche Aussage macht Huhta (l.c.).

In den untersuchten Flächen (Kiefernforste und Referenzflächen) sind insgesamt nur fünf Arten gefunden worden (s. Artenliste). Davon sind drei Arten epigäisch und jeweils eine Art euepigäisch bzw. endogäisch. Der Grund für diese niedrige Artenzahl ist in der angewendeten Methode zu suchen.

Artenliste

- *Dendrobaena actaedra* (Savigny 1826)
- *Dendrobaena mammalis* (Savigny 1826)
- *D. rubida subrubicunda* (Eisen 1874) Michaelsen 1900
- *Lumbricus friendi* var. *lineatus* Cognetti 1904, Bouché 1972
- *Scheroteca* sp.

Mit Ausnahme von *D. mammalis* kommen alle erwähnten Arten in den Aufforstungsflächen vor.

Die Lumbricidensynusie ist durch zwei Arten charakterisiert: *Dendrobaena octaedra*, eine epigäische Form, und *Lumbricus friendi* var. *lineatus*, eine euepigäische Form.

Auf der mittleren Fläche sind auch ein Exemplar von *Dendrobaena subrubicunda* und von *Scheroteca* sp. gefunden worden.

90 % der erbeutelten Tiere sind juvenile.

Die Phaenologie der Lumbricidenpopulationen ist durch *Dendrobaena octaedra* geprägt, die auf der 18-jährigen Fläche 94 % und auf der 30-jährigen 90 % der erfaßten Lumbriciden ausmacht. Aus der jüngeren Fläche dagegen stellt sie nur 27 % der gesamte Population und *Lumbricus friendi* ca 70 % (Abb. 24). Maximale Abundanzen werden im Winter, minimale in den Sommermonaten beobachtet.

Aufgrund der Probenahmemethode kann man die Abundanzen von *L. friendi* nicht quantitativ bewerten. Der Fang dieser Art ist zufällig, da ihr Lebensraum in tieferen Bodenschichten liegt, die selten erfaßt worden sind.

Die größere Individuenzahl von *L. friendi* auf der jüngeren Fläche (Abb. 24) kommt dadurch zustande, daß hier die Streu- und Humusschicht sehr gering und der Anteil an Mineralboden in der Probe entsprechend größer ist. Die umgekehrte Erklärung gilt für *Dendrobaena*-Arten, die typische Streu- und Humusbewohner sind.

Das Vorkommen eines einzigen jungen Exemplars von *Scheroteca* sp. ist ebenfalls durch die Probenahme-Methode bedingt. *Scheroteca*-Arten sind typische tiefbohrende Lumbriciden, die als Adulte ca. 60 cm lang werden können. Auf diesem Grunde werden nur die epigäischen Lumbriciden bei der Diskussion der Sukzessionsproblematik berücksichtigt.

Man beobachtet eine starke Zunahme der Individuenzahl von *D. octaedra* von der 8-jährigen zur 18-jährigen Fläche und eine geringe Zunahme von der 18- zur 30-jährigen Fläche. Es existiert also eine Abundanzzunahme dieser Art im Laufe der Sukzession, die wahrscheinlich mit einer progressiven Zunahme der Streuakkumulation auf den Waldböden dieser Bestände zusammenhängt.

ABUNDANZENTWICKLUNG DER LUMBRICIDAE

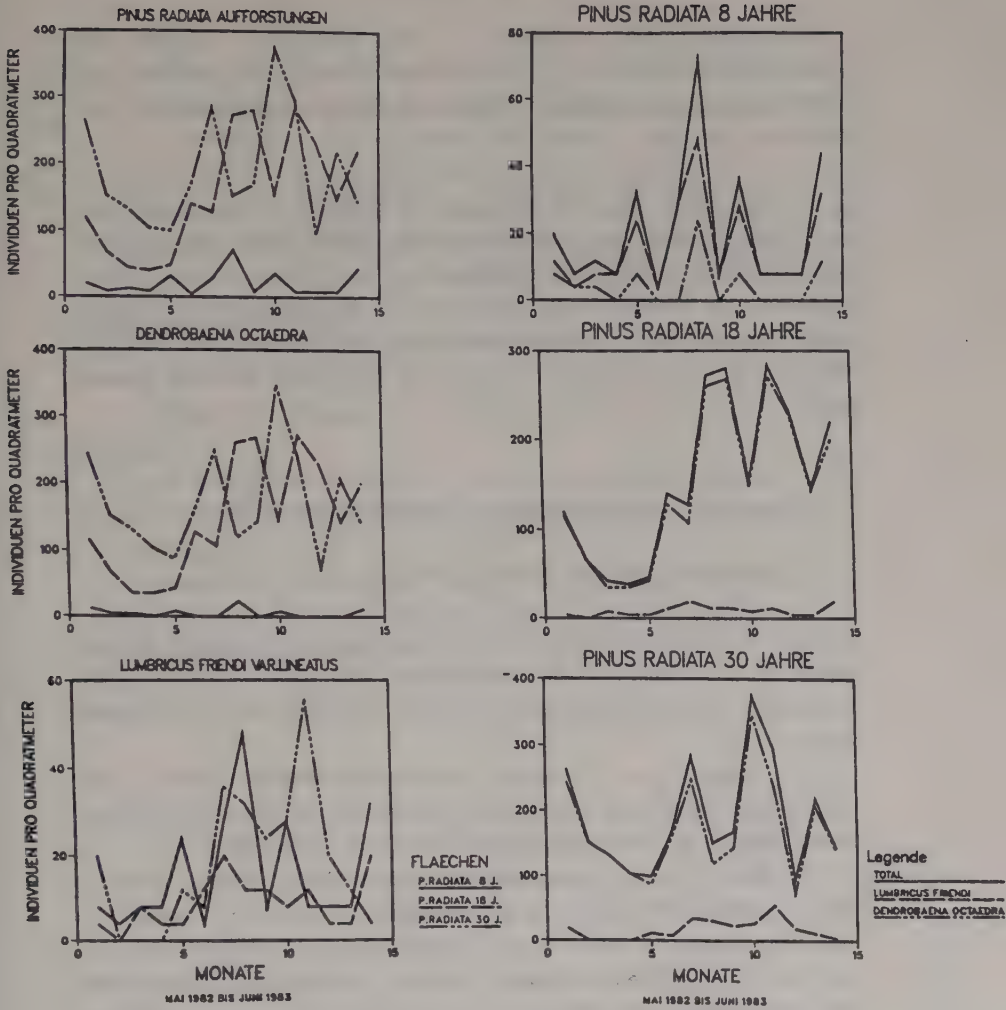


Abb. 24: Abundanzentwicklung der Lumbricidae (*Dendrobaena octaedra* u. *Lumbricus friendi*) in *P. radiata*-Aufforstungen (8, 18 u. 30 Jahre).

Echezarreta (1981) berichtet von einer allgemeinen Abnahme der Lumbricidae-Abundanzen in *P. radiata*-Beständen im Vergleich zu verschiedenen Referenzflächen (Wiesen, Eichen- und Buchenwälder) und gleichzeitig von einer Zunahme der epigäischen Art *D. octaedra*.

"Die Anhäufung von Streu lockt die *Dendrobaena*-Arten. Sie besitzen gute Voraussetzungen zur raschen Besiedlung solcher Standorte, denn sie wandern relativ schnell und benötigen nur ein halbes Jahr von einer Generation zur anderen, halb soviel wie die großen Arten. Sie graben keine Gänge, bleiben an der Bodenoberfläche und zersetzen sehr rasch die akkumulierte Streu. So leiten sie eine neue Besiedlungswelle ein" (Dunger 1970).

Ökologische Charakterisierung der häufigsten Regenwurmarten

- *Dendrobaena octaedra* (Savigny, 1826)

Die Art ist ein typischer Bewohner der obersten Streuschicht (Epigée, Bouché (1977)). Dabei wird der Auflagehumus von Nadel- und Laubwäldern bevorzugt. Seltener besiedeln diese Tiere Weideland oder Gartenböden (Graff 1953).

D. octaedra ist acidophil (pH-Präferenzbereich 3,9-6,4 nach Abrahamsen (1972) bzw. 3,4-5,5 nach Nordstrom et al. (1974)). Andere Abhängigkeiten vom Bodentyp wurden bisher nicht festgestellt.

D. octaedra tritt in Nadelwäldern an vielen Stellen Europas dominant auf. In Buchenwäldern kann sie, als Teil einer *L. rubellus*-*D. octaedra* - Assoziation ebenfalls dominant sein (Nordstrom et al. 1973). Diese Art kann neue Biotope relativ schnell besiedeln, so gibt z.B. Dunger (1967) eine Ausbreitungsgeschwindigkeit von 4 m/Jahr an, wenn eine ausreichende Streuauflage vorhanden ist.

Geographische Verbreitung: Ganz Europa, oft in andere Erdteile verschleppt. In Spanien weit verbreitet, aber früher häufig übersehen (Diaz Cosin et al. 1980).

- *Lumbricus friendi* var. *lineatus* Cognetti 1904, Bouché 1972

Diese Art ist nach Bouché (1977) zwischen den Streubewohnern und den Tiefgräbern zuzuordnen (Epi-Aneciquès). Dabei verhalten sich die einzelnen Altersstadien unterschiedlich: die Jungtiere leben oberflächennah in der Streuablage (Epigées), während die Adulten bis zu 3 m tiefe Gänge graben können (Aneciquès).

Die Tiere gelten mit einem pH-Wert-Präferenzbereich von 4,4-6,6 (Bouché 1972) als acidotolerant.

L. friendi wird sowohl im Wald als auch in Acker- und Gartenland gefunden.

Michaelsen (1925) beschreibt *L. friendi* als "Stellvertreterart", die in Spanien die Rolle des in Mitteleuropa so häufigen Arten *L. terrestris* und *L. rubellus* übernimmt.

Geographische Verbreitung: Irland, Frankreich, Schweiz, Österreich, Deutschland (Eggert 1982). In Spanien ist die Art weit verbreitet (Jesus et al. 1981, Diaz Cosin et al. 1983).

3.4.1.1 Jahreszeitliche Abundanzdynamik der Bodenmakrofauna

Abb. 25 stellt die jahreszeitliche Individuenabundanz der gesamten Makrofauna in den drei Sukzessionsflächen dar.

Auf den zwei älteren Beständen hat der Waldboden die ausgeprägteste Individuenarmut in den Sommermonaten (Mai bis September). Deutlich höher ist die Abundanz von Februar bis April, und die jahreszeitlichen Höchstwerte werden von Oktober bis Januar erreicht: Also hohe Dichte im Winter und niedrige Abundanzen im Sommer.

Die jüngere Fläche dagegen zeigt von Dezember bis März die niedrigeren Abundanzen.

Die Werte zeigen große Unterschiede zur jahreszeitlichen Individuendynamik in mitteleuropäischen Laubwäldern. Meyer (1984) gibt für Österreich als individuenärmste Monate November bis Mai an und Höchstwerte für September und Oktober.

Flogaitis (l.c.) berichtet dagegen, ähnlich den hier vorliegenden Ergebnissen, von höheren Dichten im Winter und niedrigen Abundanzen im Sommer für einen Mischwald in Frankreich.

Der jährliche Abundanzzyklus wird bei allen drei Flächen (weniger ausgeprägt auf B) durch die hohe Anzahl an Dipteren-Larven (Abb. 25) direkt beeinflusst.

JAHRESZEITLICHE ABUNDANZDYNAMIK DER MAKROFAUNA

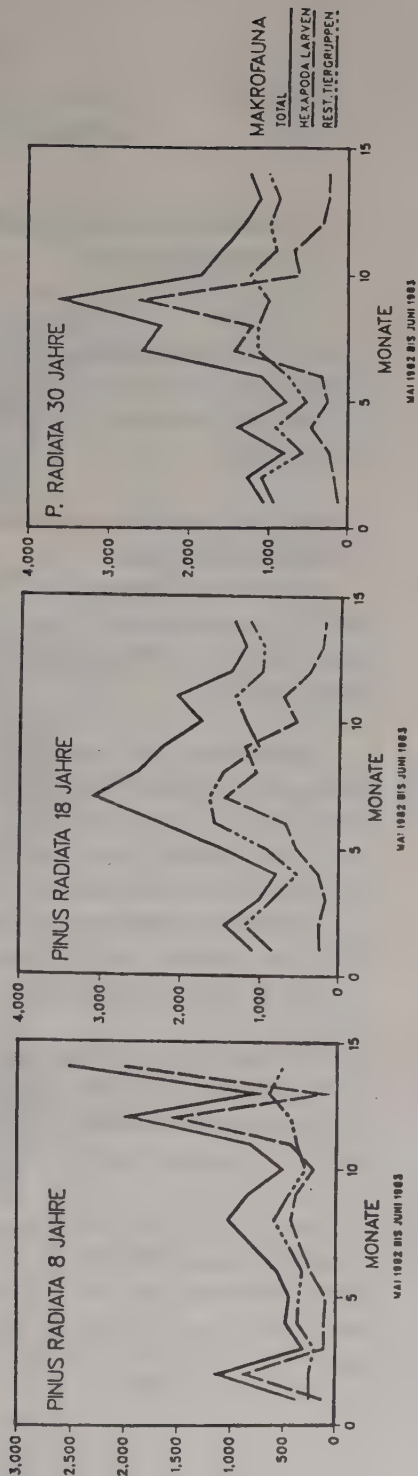
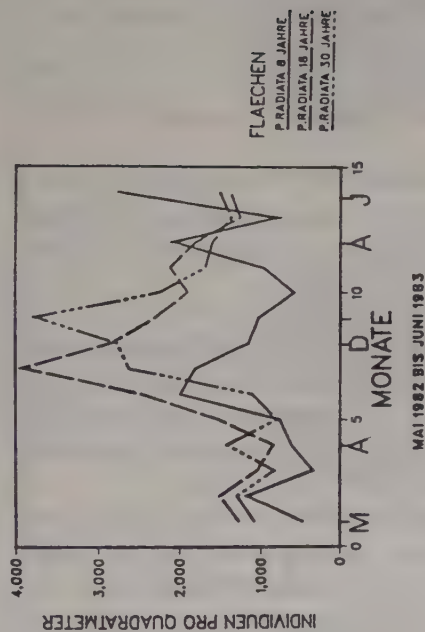


Abb. 25: Jahreszeitliche Abundanzdynamik der Bodenmakrofauna. (Gesamt und Anteil an Hexapoda-Larven).

3.4.1.2 Monatliche und jährliche Dominanz der Makrofauna auf den Sukzessionsflächen

Die Dominanzjahreswerte (%) erlauben, die Struktur der Streu- und Bodenmakrofauna nach Abundanzen der Individuen zu vergleichen (Abb. 26). (Bei der Berechnung der Dominanzen sind die Rhynchota nicht berücksichtigt).

Auf den drei Sukzessionsflächen sind die Hexapoda-Larven die dominierende Tiergruppe.

Die höchsten Dominanzwerte erreichen sie auf der jüngeren Fläche mit 56,6 %, gefolgt von 41 % auf der 30-jährigen Fläche und 34,3 % auf der mittleren. Flogaitis (l.c.) gibt 62,4 % und Meyer (l.c.) 33 % für Laubwälder an.

Gemeinsam für alle Flächen ist auch der große Anteil an räuberischen Arthropoden (Chilopoda, Aranea und Pseudoscorpiones), der auf der 8-jährigen Fläche 23 % beträgt und auf den älteren Bestände 33 % bzw. 32 % aller erfaßten Tiere erreicht. Davon sehr abweichende Dominanzen nennen Meyer (l.c.) und Flogaitis (l.c.) mit 6,8 % bzw. 17 %.

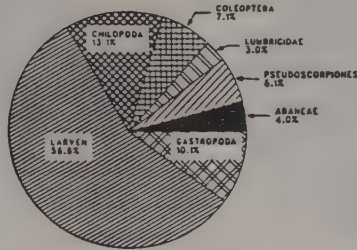
Innerhalb der zoophagen Tiergruppen sind die Chilopoda auf allen drei Flächen dominierend. Auf der mittleren Fläche erreichen auch die kleinen in der Streu und am Boden lebenden Aranea einen erheblichen Anteil (10 %).

Die Coleoptera-Imagines, vertreten hauptsächlich durch Familien unterschiedlicher trophischer Struktur (zoophage Staphilyridae, rhizophage Curculionidae oder panthophage Elateridae), erreichen den größten Anteil auf der 18-jährigen Fläche mit 12 % der gesamten Lebensgemeinschaft.

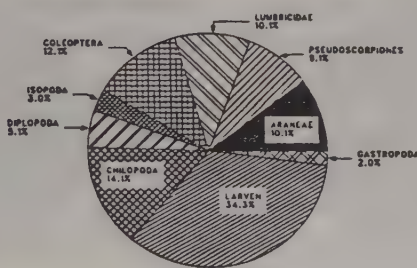
Der Anteil der saprophagen Tiergruppen (ohne Insektenlarven), Diplopoda, Isopoda, Lumbricidae und Gastropoda beträgt ca. 20 % in den älteren Beständen und 13 % in der 8-jährigen Fläche, die, wie schon erwähnt, durch das Fehlen von Tausendfüßlern und Asseln charakterisiert ist.

DOMINANZWERTE MESO UND MAKROFAUNA

PINUS RADIATA 8 JAHRE



PINUS RADIATA 18 JAHRE



PINUS RADIATA 30 JAHRE

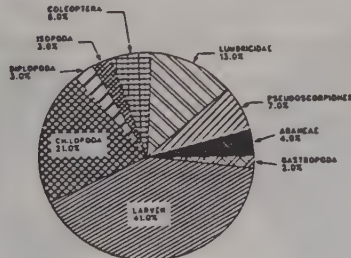


Abb. 26: Dominanzjahreswerte (%) aller Komponenten der Bodenmakrofauna. (*P. radiata* 8, 18 und 30 Jahre).

Die Detritivoren (inklusive Hexapoda-Larven) sind auf allen drei Flächen dominierend (69,6 %, 54,3 % und 62 % im A, B und C). Diese Werte sind aber viel niedriger als die von Meyer (1984) für Laubwälder angegebenen (90 % der Lebensgemeinschaft).

Ungewöhnlich ist der hohe Anteil von zoophagen Tieren (bis 33 %). Derartig hohe Werte sind in der Literatur nicht zu finden. Möglicherweise sind die untersuchten Koniferen-Wälder durch eine derartige Zusammensetzung charakterisiert.

Die Tiergemeinschaften in den älteren Beständen sind differenzierter als in der jüngeren Fläche und nicht so stark durch die Dominanz einer Tiergruppe gekennzeichnet.

Im Laufe des Jahres gibt es saisonale Verschiebungen der Dominanzen, die meistens durch den Anteil an Hexapodalarven und Chilopoda hervorgerufen werden (Abb. 27-28-29).

Die Larven erreichen in den älteren Beständen (Abb. 28-29) von November bis Januar die größte Dichte und die niedrigste von Mai bis Juli. Die Chilopoda dagegen dominieren von April bis Juli (April 39,6 %) und erreichen die niedrigsten Werte im Winter.

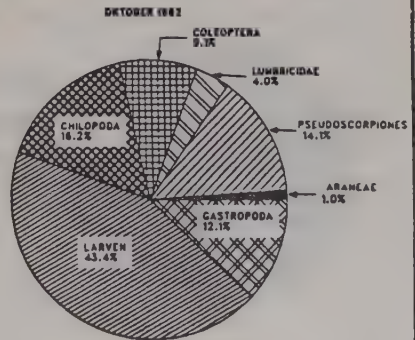
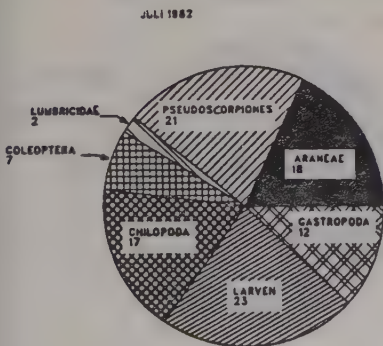
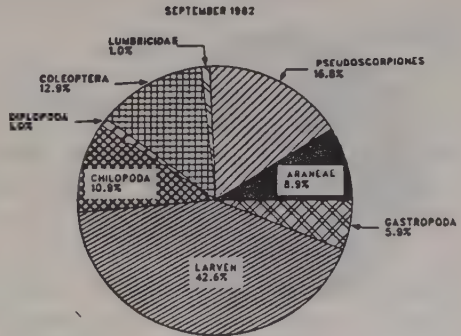
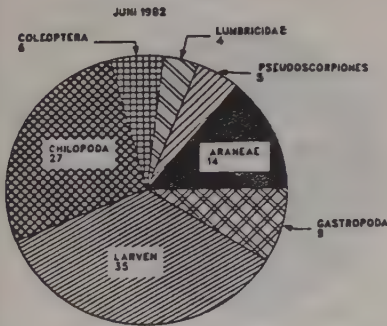
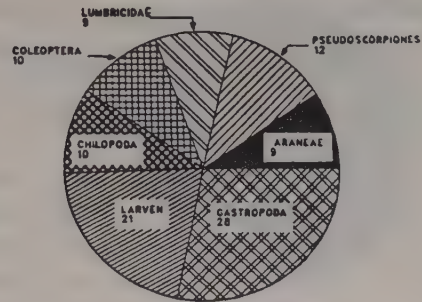
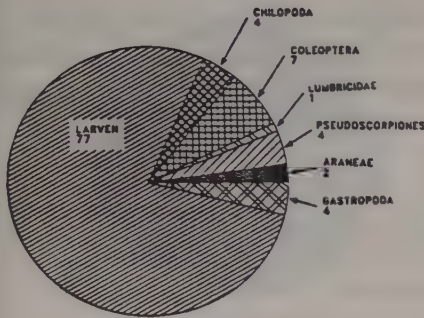
Pseudoscorpiones und Aranea zeigen eine ähnliche Dominanzstruktur mit höheren Anteilen im Sommer und im Herbst.

Der Anteil der Gastropoda ist sehr gering. Die höchste Dichte wird im Mai mit 6 % bzw. 5 % für Fläche B und C erreicht.

Die höchsten Dominanzen der Lumbricidae (*D. octaedra*) finden sich auf der 18-jährigen Fläche im Frühling (bis zu 20 % im Juni 83). Auf der 30-jährigen Fläche wird der höchste Dominanzwert im Mai erreicht (24 %). Erhebliche Anteile gibt es auch im Oktober, Februar und März.

Der Anteil von Diplopoden und Isopoden ist über den gesamten Jahreszyklus gering. Das gilt besonders für die Isopoden, die in den Monaten mit höchster Dichte nicht über 7 % ansteigen (Fläche B 6 % im Juni; Fläche C 6,9 % im Oktober). Die Diplopoden erreichen bis über 11 % im Oktober und Juni auf der Fläche B und 10 % im Juni auf der Fläche C.

DOMINANZWERTE MESO UND MAKROFAUNA PINUS RADIATA 8 JAHRE

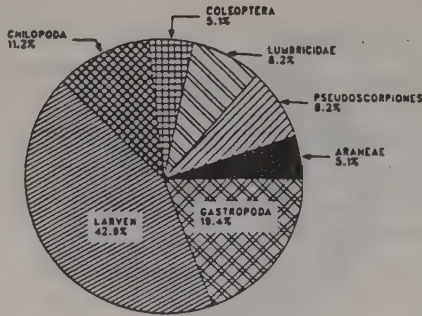


AUGUST 1982

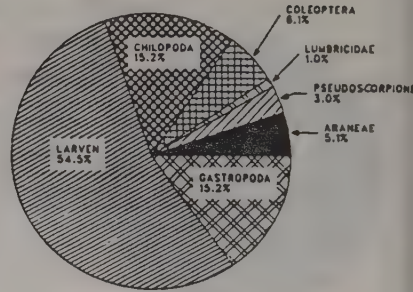
NOVEMBER 1982

Abb. 27: Monatliche Dominanzwerte der Makrofauna
(*P. radiata* 8 Jahre)

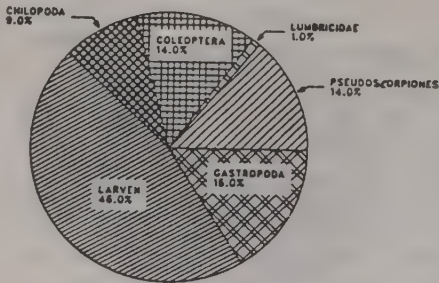
DOMINANZWERTE MESO UND MAKROFAUNA PINUS RADIATA 8 JAHRE



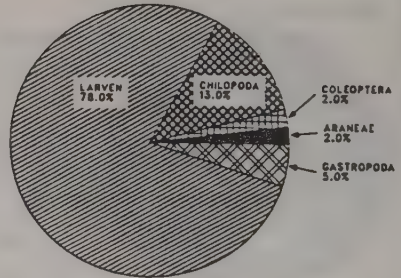
DEZEMBER 1982



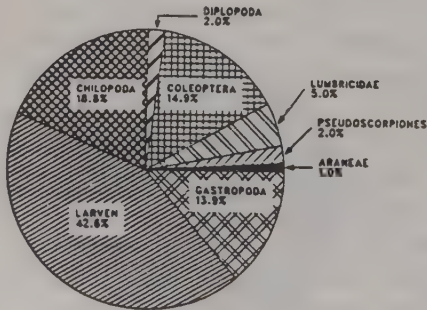
MÄRZ 1983



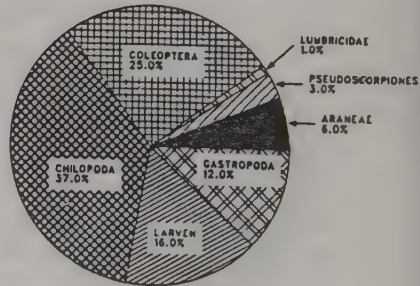
JANUAR 1983



APRIL 1983



FEBRUAR 1983



MAI 1983

Der Anteil der Coleoptera-Imagines auf der Fläche B ist generell im Laufe des Jahres stabil, 10 % bis 15 % mit einem Minimum im Januar (4 %). Auf der älteren Fläche (C) ist der Anteil im allgemeinen viel kleiner mit höchsten Werten im Februar, März und April (11 %, 9,9 % und 13,9 % jeweils).

Generell läßt sich für beide Flächen die Aussage machen, daß im Winter die Insektenlarven (Diptera) das Tierspektrum dominieren. Dabei treten auf der 30-jährigen Fläche höhere Werte auf. Im Frühling und Sommer ist die Tiergemeinschaft differenzierter mit etwas gleichmäßigerer Verteilung der Dominanzen auf der 18-jährigen Fläche.

Die 8-jährige Fläche hat ein anderes Dominanzgefüge (Abb. 27). Hier bestimmen die Insekten-Larven die Lebengemeinschaft fast während des ganzen Jahres (ausgenommen August, September und Mai 83) mit Werten von ca. 80 % im Frühling (April u. Juni).

Als weitere Dominanten treten abwechselnd die Chilopoden und Gastropoden hervor.

Die Gehäuse- und Nacktschnecken, die auf den älteren Flächen keine große Rolle spielen, sind in der jüngeren Fläche fast das ganze Jahr durch stark vertreten. Der Anteil an der gesamten Tiergemeinschaft beträgt bis zu 28 % im September, die niedrigsten Werte werden im April erreicht (5 %).

Der Anteil der Lumbriciden ist im Vergleich zu den älteren Flächen gering, und sie sind unregelmäßiger vertreten. Der höchste Anteil wird im Mai 82 erreicht (14 %). Die Gründe dafür muß man in der Artenzusammensetzung der Regenwürmer, verursacht durch das frühe Sukzessionsstadium dieser Fläche, suchen. (Überlegungen dafür s. S.111).

DOMINANZWERTE MESO UND MAKROFAUNA PINUS RADIATA 18 JAHRE

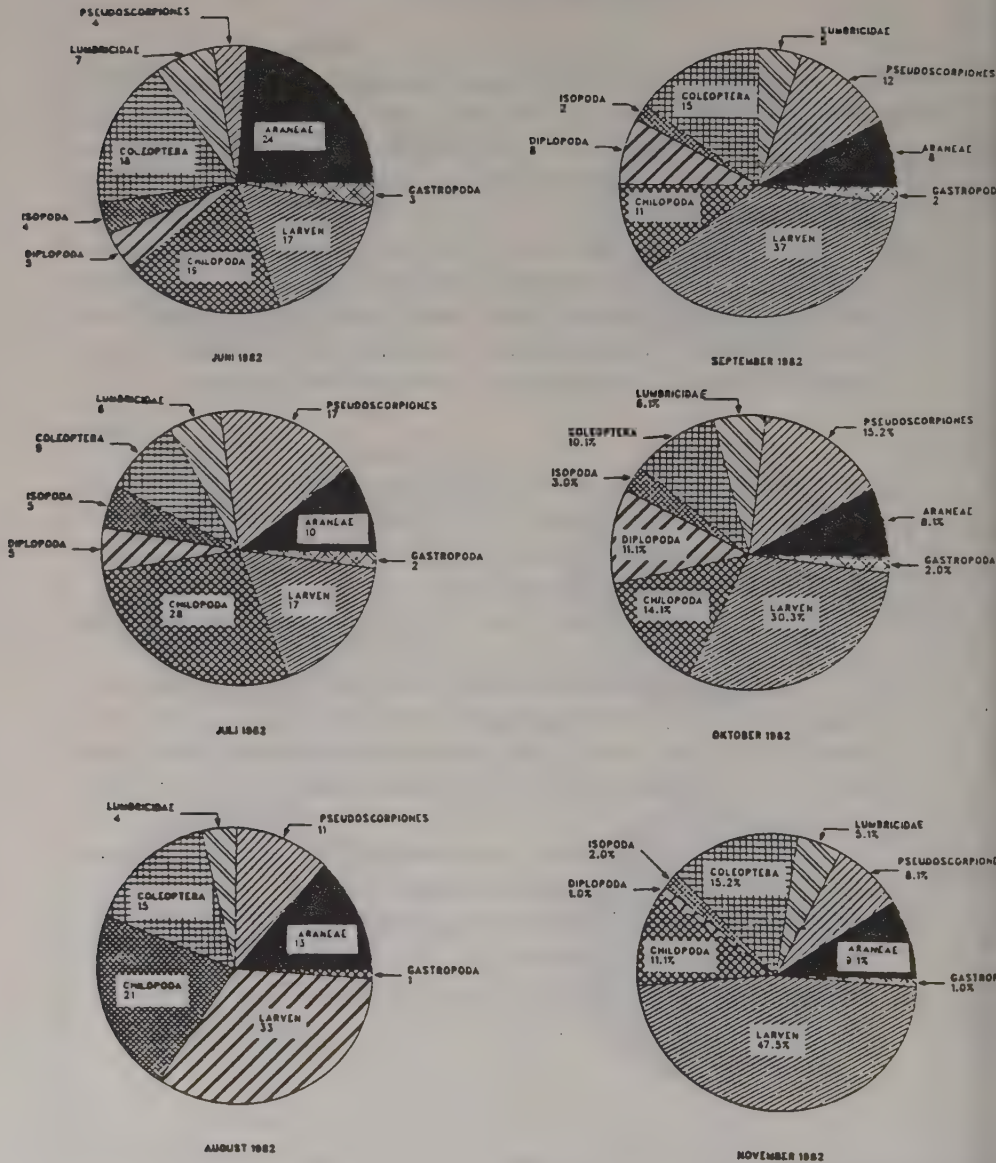


Abb. 28: Monatliche Dominanzwerte der Makrofauna
(*P. radiata* 18 Jahre)

DOMINANZWERTE MESO UND MAKROFAUNA PINUS RADIATA 18 JAHRE

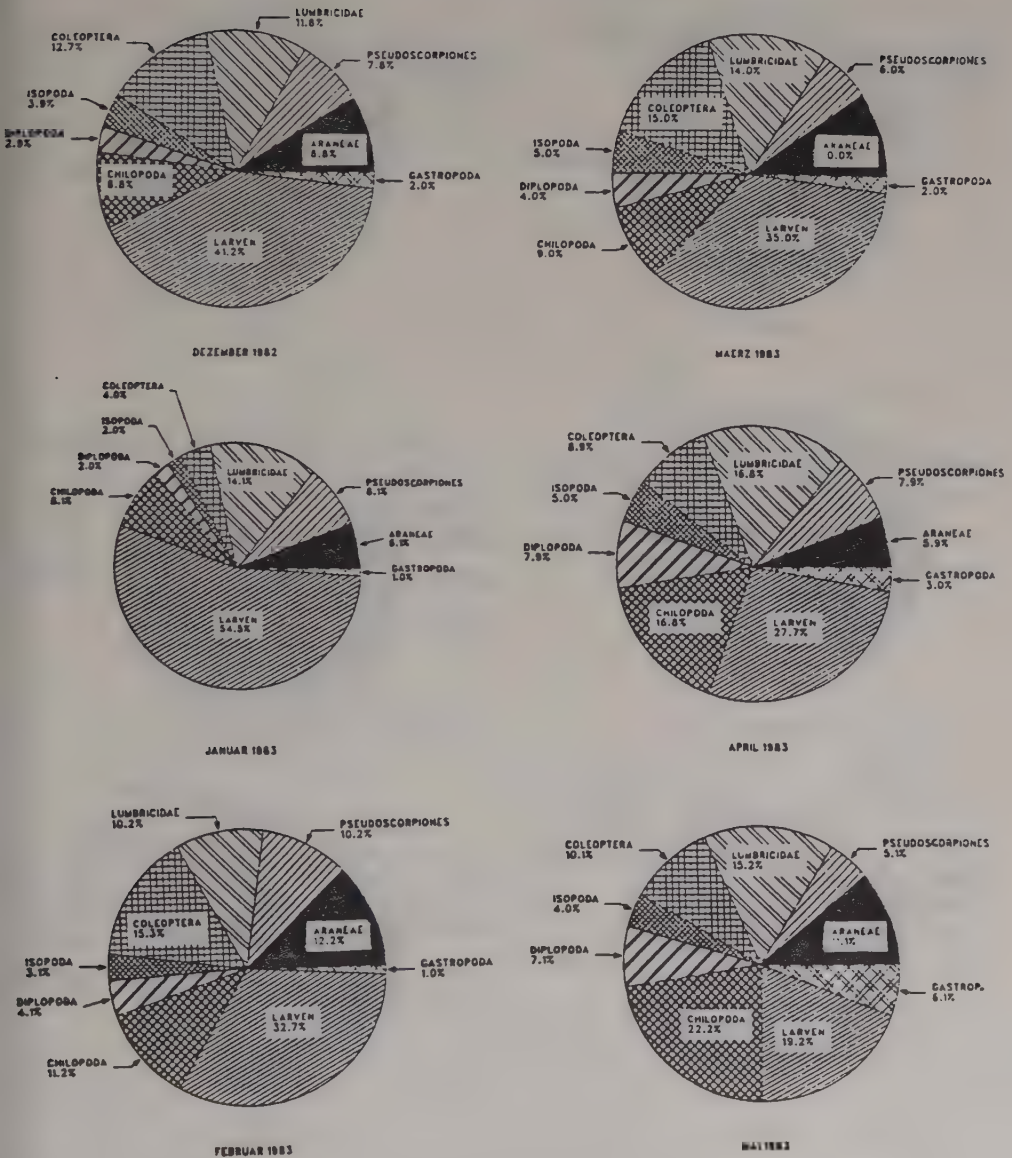


Abb. 28a: (s. Abb. 28).

DOMINANZWERTE MESO UND MAKROFAUNA PINUS RADIATA 30 JAHRE

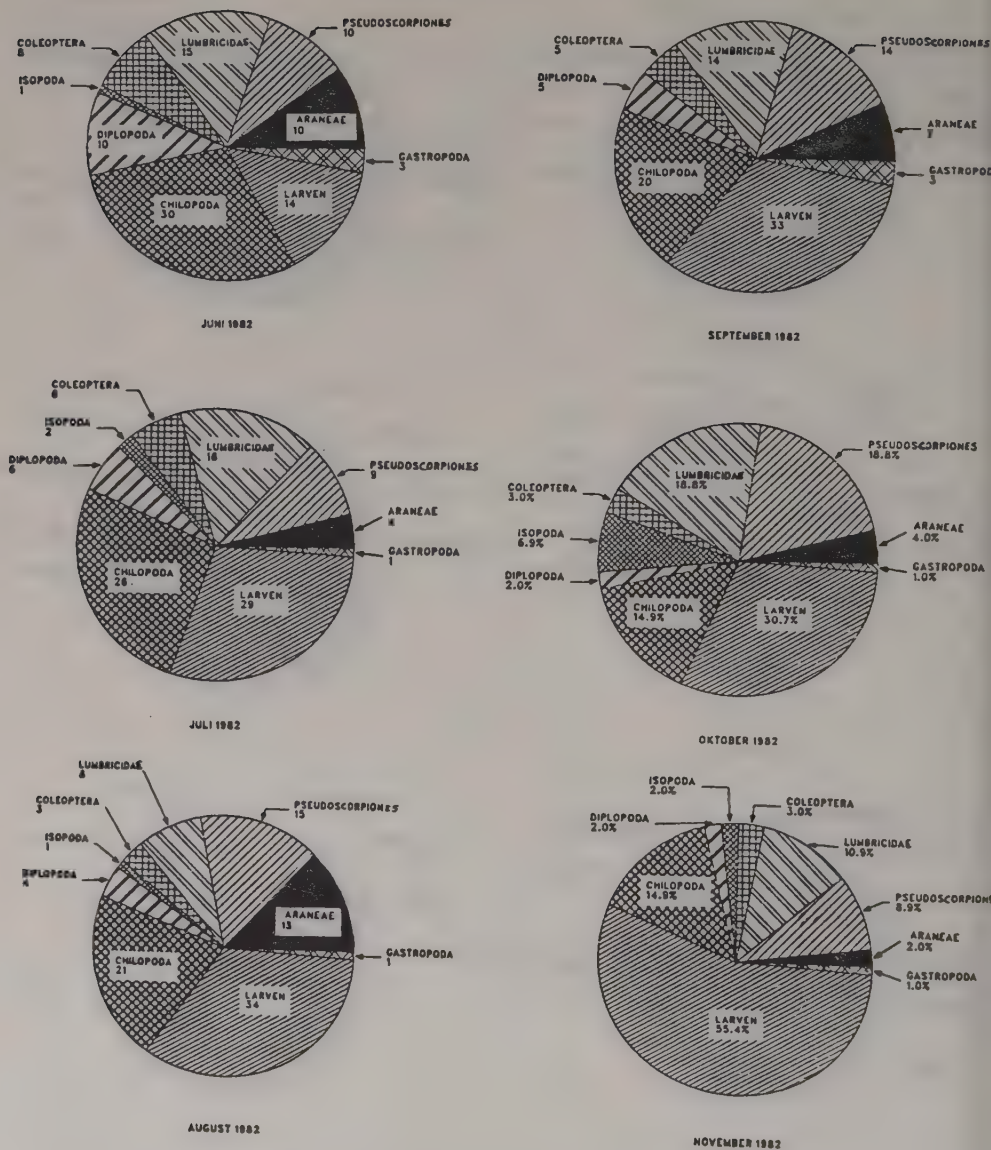


Abb. 29: Monatliche Dominanzwerte der Makrofauna
(*P. radiata* 30 Jahre)

DOMINANZWERTE MESO UND MAKROFAUNA PINUS RADIATA 30 JAHRE

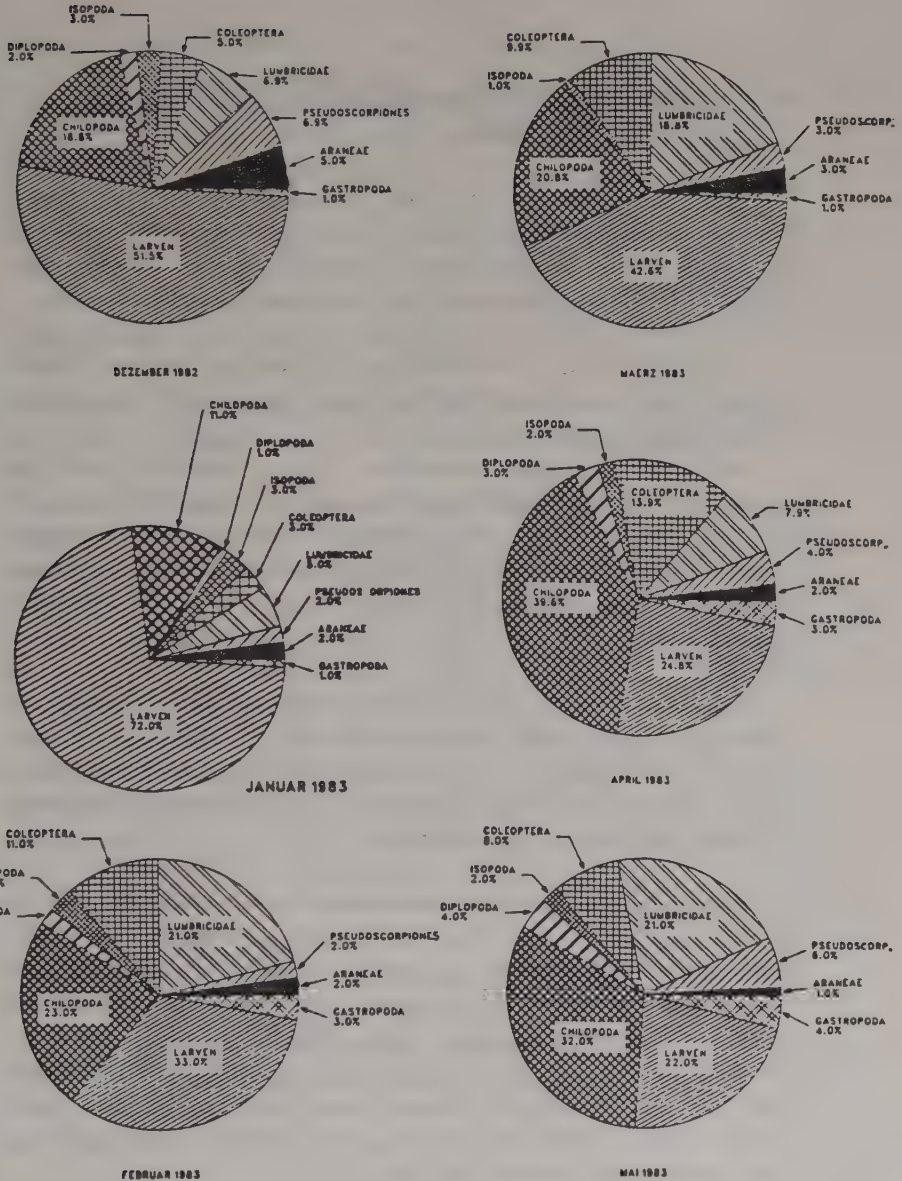


Abb. 29a: (s. Abb. 29).

3.4.2 Abundanzdynamik und Phaenologie auf den Referenzflächen (Misch- und Buchenwald)

Abb. 30-31-32-33 stellen die Abundanzen der verschiedenen Tiergruppen in den Referenzflächen (ein junger Mischwald und ein kleiner Buchenwald, genaue Beschreibung s. Kapitel I, S. 14) und die schon bekannten monatlichen Abundanzen der Kiefern-Sukzessionsflächen dar.

Aus Gründen der Extraktionskapazität konnten aus den beiden Referenzflächen nur abwechselnd in jeweils vierteljährlichem Abstand Proben genommen werden (vgl. Tab. 14),

Aus der graphischen Darstellung ist zu entnehmen, daß die Abundanzen vieler der untersuchten Tiergruppen im Misch- und Buchenwald bei fast allen gemeinsamen Probenahmeterminen generell bedeutend niedriger sind als in den älteren Aufforstungsflächen. Manche Tiergruppen zeigen hier sogar niedrigere Werte als in dem jüngeren *P. radiata*-Bestand.

Deutliche, punktuell höhere Abundanzen sind bei den Chilopoden und Isopoden in der Mischwald-Fläche zu beobachten, die durch das geklumpte Auftreten von juvenilen Tiere verursacht werden. Höhere Populationsdichten scheinen auf dieser Fläche auch bei Lepidoptera-Larven (trotz allgemein niedriger Werte) vorzukommen.

Ein Vergleich der mittleren Abundanzwerte der Mischwaldfläche mit der der Aufforstungsflächen bei den jeweils gemeinsamen vier Probenahmeterminen zeigt, daß die Mischwaldfläche die höchste Individuendichte besitzt (2220 Ind/m^2) und die jüngere Fläche (A) die niedrigste (949 Ind/m^2). Folgende Tiergruppen weisen höhere absoluten Zahlen im Mischwald auf: Rhynchota (352 Ind/m^2), Isopoda (432 Ind/m^2), Diplopoda ($83,2 \text{ Ind/m}^2$), Lepidoptera-Larven (48 Ind/m^2) und Geophilomorpha ($211,2 \text{ Ind/m}^2$). Absolut niedrigere Zahlen haben die Aranea ($30,8 \text{ Ind/m}^2$) und die Gastropoda ($29,5 \text{ Ind/m}^2$) (Tab. 18).

Tiergruppe	Ind/m ²				Ind/m ²			
	MW	A	B	C	BW	A	R	C
Aranea	30,8	36,2	182,4	72,0	67,2	39,0	156,8	84,0
Pseudoscorp.	118,4	64,0	149,4	131,0	29,7	58,5	148,8	97,0
Chilopoda	304,0	144,0	246,4	366,0	304,0	119,7	230,4	320,0
-Lithobiom.	89,6	2,8	124,8	192,0	185,0	7,0	108,8	178,0
-Geophilom.	211,2	134,4	115,2	171,0	115,0	107,2	120,0	139,0
-Scolopendrom.	2,3	6,0	2,8	3,0	3,5	5,0	1,0	3,0
Coleoptera	128,0	89,6	246,4	101,0	133,7	54,4	250,2	99,0
Rhynchota	352,0	316,0	279,7	181,0	29,7	202,2	122,2	198,0
Lumbricidae	160,0	20,4	137,6	255,0	94,7	44,8	230,4	185,0
Isopoda	432,0	-	44,8	39,0	109,7	-	82,5	33,0
Diplopoda	83,2	1,9	48,0	42,0	59,2	-	99,2	54,0
Gastropoda	29,5	76,8	35,2	35,0	21,7	150,4	32,0	23,0
Hexap.-Larven	595,2	203,0	633,6	689,0	598,4	764,8	662,4	600,0
-Diptera-L.	454,4	124,8	496,0	582,0	531,2	708,0	548,0	502,0
-Coleoptera-L.	92,8	69,1	129,9	76,0	62,7	53,4	99,2	89,0
-Lepidopt.-L.	48,0	2,8	8,0	27,0	2,2	1,0	14,4	7,0
ZOOPHAGE	453,2	243,4	574,6	569,0	400,4	216,7	535,4	501,0
SAPROPHAGE	1299,9	302,1	899,2	1060,0	883,7	960,0	1106,5	895,0
TOTAL TIERE	2233,1	951,1	1999,0	1911,0	1447,5	1433,3	2014,3	1693,0

Tab. 18: Mittlere Abundanzwerte (Ind/m²) aus vier jeweils gemeinsamen Probenahme-Terminen (vgl. Tab. 14).

(MW = Mischwald; BW = Buchenwald;

A-B-C = *P. radiata*-Bestände 8, 18 und 30 Jahre).

Der Buchenwald dagegen hat im Vergleich zu den gleichzeitigen Werten der Aufforstungsflächen die niedrigste Individuenzahl pro Quadratmeter (1451), gefolgt von der jüngeren Aufforstungsfläche (1471 Ind/m²). Die einzige Tiergruppe, die im Buchenwald deutlich höhere Abundanzen aufweist, sind die Isopoda (109,7 Ind/m²). Auffällig niedrige Abundanzen zeigen die Rhynchota (29,7 Ind/m²) und die Pseudoscorpiones (29,7 Ind/m²), s. Tab. 18.

Generell weist der Mischwald eine höhere Individuenzahl als der Buchenwald auf. Ausgenommen sind die Lithobiomorpha, Aranea und Diptera-Larven, die im Buchenwald höhere Abundanzen aufbringen.

Die absoluten Abundanzen der Chilopoden und der Larven sind in beiden Flächen ähnlich. Die Gruppenanteile sind jedoch verschieden.

Im Mischwald überwiegen die Geophilomorpha (69,5 %), im Buchenwald die Lithobiomorpha (60 %). Scolopendromorpha kommen auf beiden Flächen selten vor. Bei Albert (1982) stellen die Lithobiiden im Buchenwald mit über 90 % den überwiegenden Teil der Chilopoda (Abb. 31).

Die Dipteren-Larven sind im Buchenwald stärker vertreten (88 %) als im Mischwald (76 %). Die Coleoptera-Larven machen 15 % der Larven im Mischwald und 10 % im Buchenwald aus. Die Lepidoptera-Larven erreichen 8 % der Larven im Mischwald, ihr Anteil im Buchenwald ist unerheblich (Abb. 32).

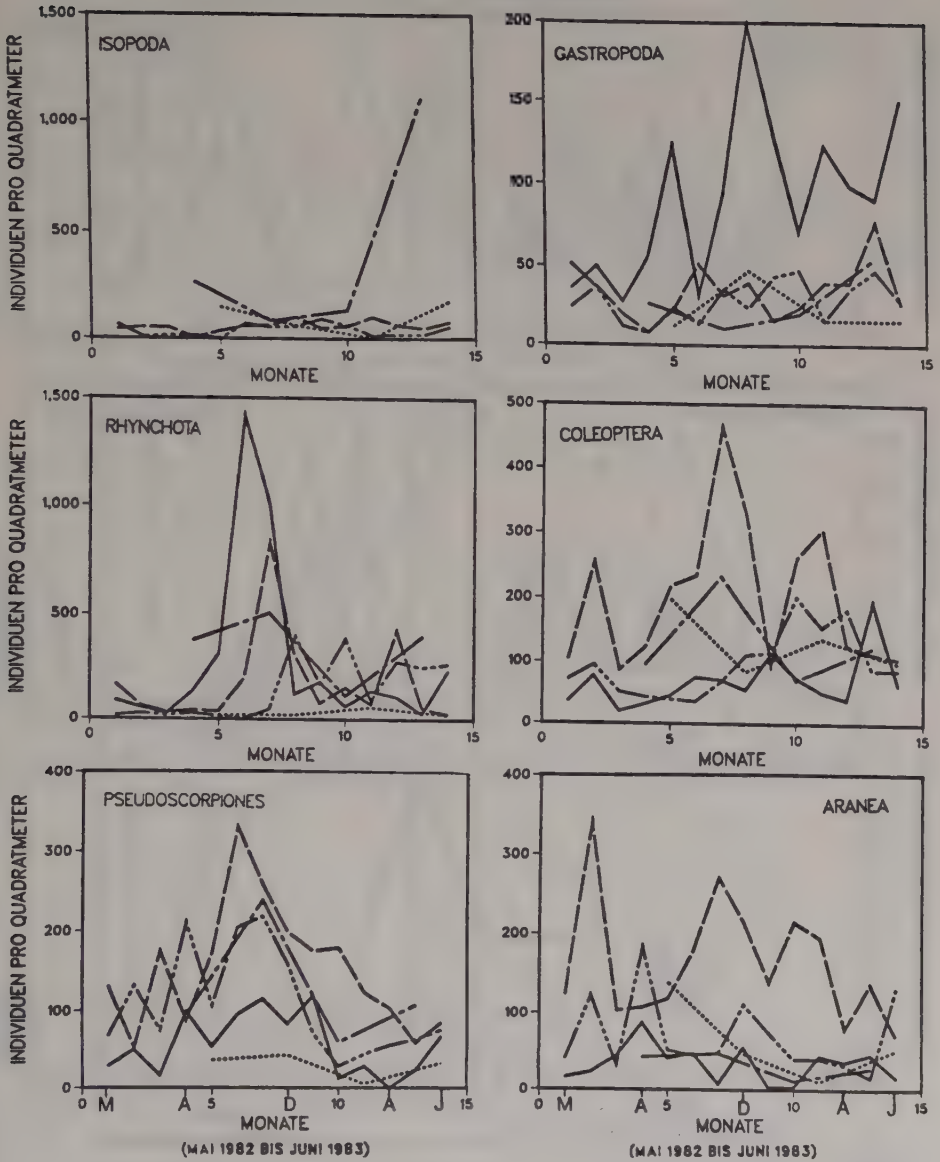
Der Anteil der Lumbricidae ist im Mischwald deutlich höher als im Buchenwald. Dieser Unterschied wird durch *Dendrobaena octaedra* verursacht. Die Abundanzen von *Lumbricus friendi* sind auf beiden Flächen ähnlich (Abb. 33).

Eine phaenologische Betrachtung der verschiedenen Tiergruppen auf diesen beiden Flächen scheint mir wegen der nur saisonalen Probenahme nicht angebracht.

Den Vergleich der Abundanzwerte beider Flächen sollte man kritisch betrachten, da die Probenahmetermine nicht gleichzeitig lagen, sondern jeweils einen Monat auseinander.

ABUNDANZENTWICKLUNG DER

MAKROFAUNA



FLÄCHEN

P. RADIATA 8 J.
 P. RADIATA 18 J.
 P. RADIATA 30 J.
 POT. NAT. VEGETATION
 FAGUS SILVATICA

Abb. 30: Abundanzdynamik der Makrofauna in *P. radiata*-Aufforstungen, im Mischwald und im Buchenwald.
 (pot.nat.Vegetation = Mischwald)

ABUNDANZENTWICKLUNG DER CHILOPODA

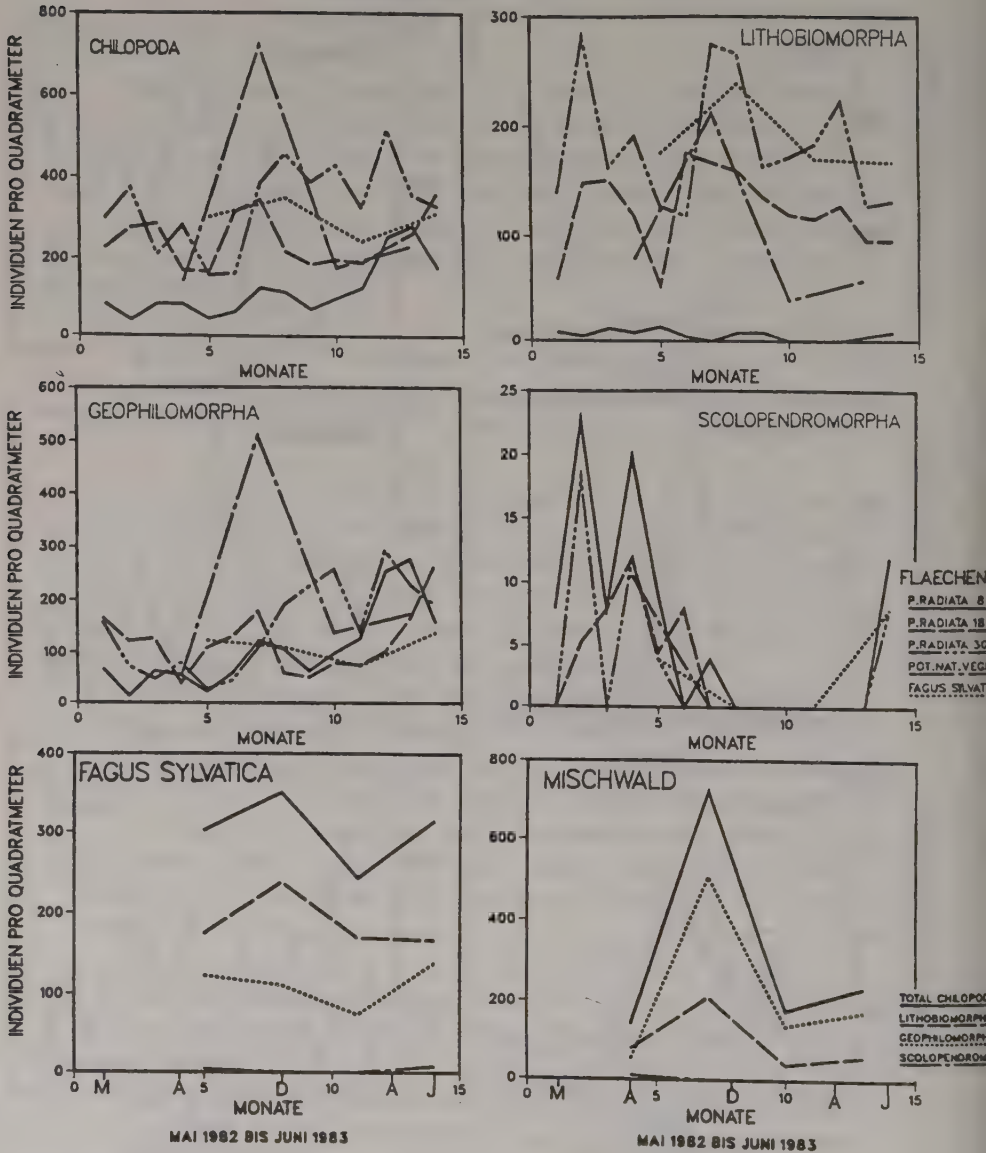


Abb. 31: Abundanzdynamik der Chilopoda (Lithobiomorpha, Geophilomorpha und Scolopendromorpha) in *P. radiata*-Aufforstungen (8, 18 u. 30 Jahre), im Mischwald und im Buchenwald.

ABUNDANZENTWICKLUNG DER LARVEN

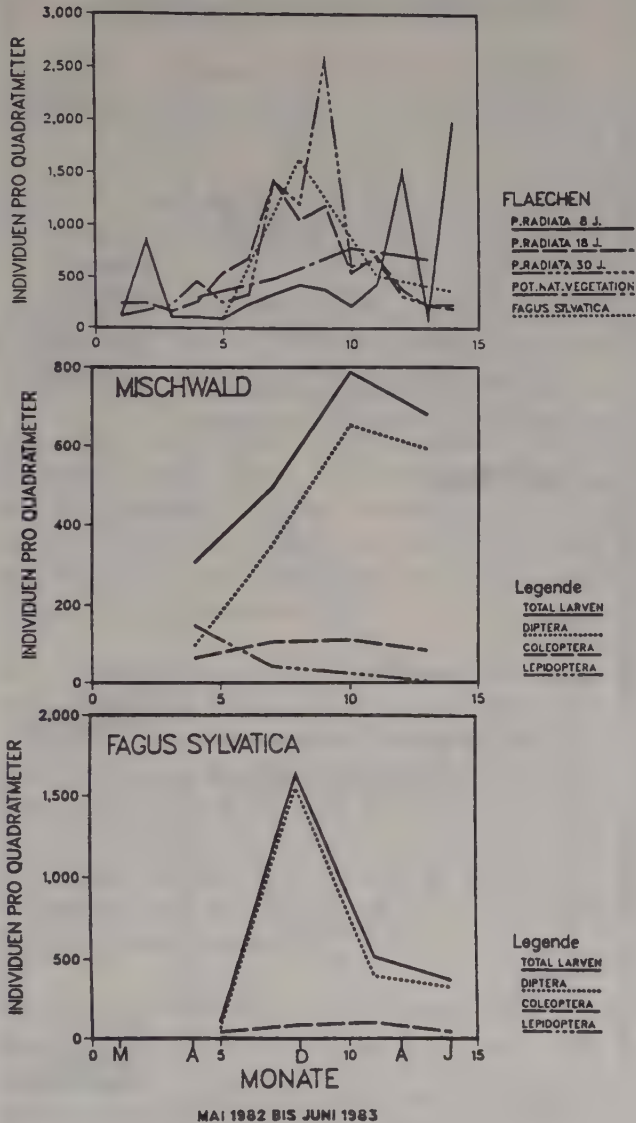


Abb. 32: Abundanzdynamik der Hexapoda-Larven (Diptera, Coleoptera und Lepidoptera) in *P. radiata*-Aufforstungen, im Mischwald und im Buchenwald.

ABUNDANZENTWICKLUNG DER LUMBRICIDAE

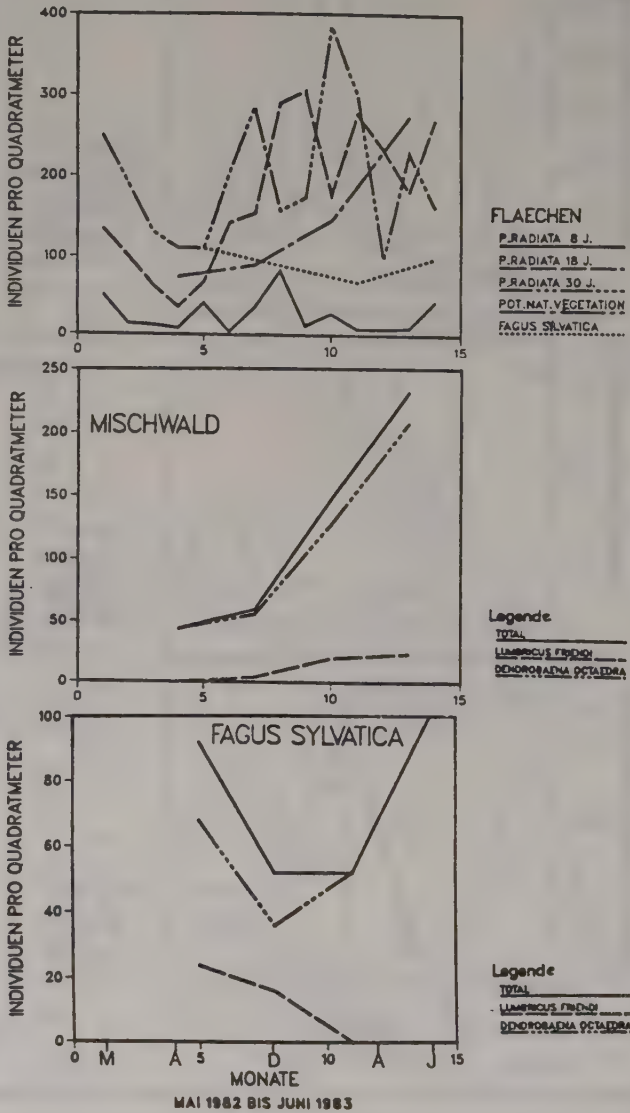


Abb. 33: Abundanzdynamik der Lumbricidae in *P. radiata*-Aufforstungen, im Mischwald und im Buchenwald.

(pot. nat. Vegetation = Mischwald)

3.4.2.1 Dominanz der Makrofauna auf den Referenzflächen

Es werden die Dominanzen der verschiedenen Tiergruppen aus den drei Aufforstungsflächen mit denen der Referenzflächen verglichen.

In Abb. 34 werden die Dominanzwerte des Buchenwaldes mit denen der drei Aufforstungsflächen verglichen. Es sind jeweils die Werte für September, Dezember, März und Juni zusammengefaßt.

Der Vergleich der Dominanzen im Buchenwald mit den älteren Aufforstungsflächen zeigt geringe Unterschiede, lediglich eine Verminderung der Dominanzen der Pseudoscorpiones und Lumbricidae und einen größeren Anteil der Isopoda innerhalb der Pedozönose im Buchenwald. Wie in den Aufforstungsflächen sind auch hier die Dipteren-Larven die dominierende Tiergruppe.

Bezüglich der Dominanzstruktur scheint der Buchenwald der 30-jährigen Aufforstungsfläche ähnlicher zu sein als der 18-jährigen.

Die Dominanzwerte des Buchenwaldes weisen in Vergleich mit dem jüngeren Bestand generell dieselben Unterschiede auf wie diese mit den älteren Aufforstungsflächen (s. 3.4.1.2, S. 123).

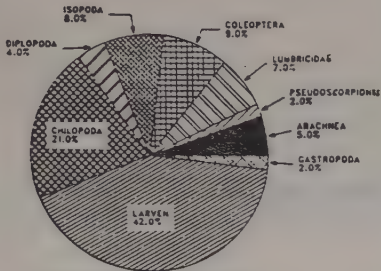
Abb. 34 zeigt den Dominanzvergleich des Mischwaldes mit den Aufforstungsflächen. Hier sind die Abundanzen aus August, November, Februar und Mai zusammengefaßt.

Der auffälligste Unterschied liegt in dem großen Anteil der Isopoda in der Mischwaldfläche. Wie schon in Absatz 3.4.2 erwähnt, ist dies auf das häufige Vorkommen von trächtigen und juvenilen Asseln im Mai 83 zurückzuführen. Die Dominanzstruktur wird durch diese Verhältnisse geprägt.

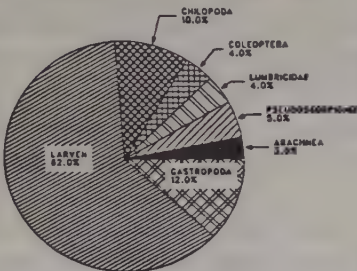
Für die Dominanzstruktur der Lebensgemeinschaft scheinen die Aranea in der Mischwaldfläche weniger relevant zu sein als in den Aufforstungsflächen. Die meisten Unterschiede ergeben sich in dem Vergleich zu der jüngeren Fläche.

Der Dominanzspektren im Buchenwald und im Mischwald weisen keine großen Unterschiede auf, ausgenommen der erwähnte erhebliche Asselanteil im Mischwald. Ein Vergleich der Dominanzen ist, ähnlich wie bei den Abundanzen s. S. 130, kritisch, weil die Werte nicht von den gleichen Probenahmeterminen stammen.

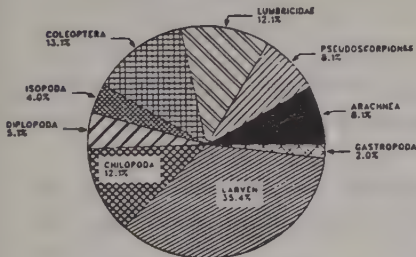
DOMINANZWERTE MESO UND MAKROFAUNA FAGUS SYLVATICA



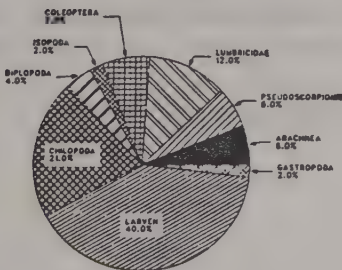
PINUS RADIATA 8 JAHRE



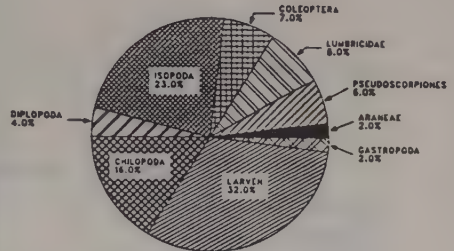
PINUS RADIATA 18 JAHRE



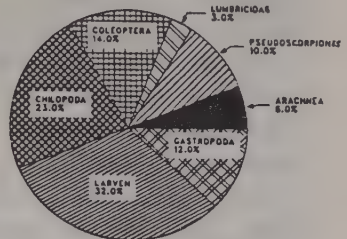
PINUS RADIATA 30 JAHRE



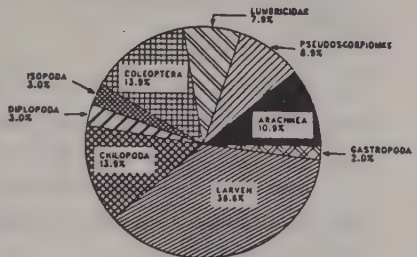
DOMINANZWERTE MESO UND MAKROFAUNA MISCHWALD



PINUS RADIATA 8 JAHRE



PINUS RADIATA 18 JAHRE



PINUS RADIATA 30 JAHRE

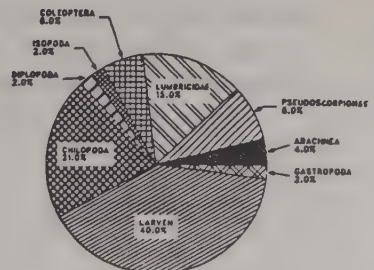


Abb. 34: Dominanzwerte der Makrofauna im Buchenwald und im Mischwald verglichen mit denen der Aufforstungsflächen.

3.5 Flächenvergleich

Die Unterschiede der Abundanzwerte der einzelnen Tiergruppen zwischen den Flächen wurden mit dem Mann Whitney U-Test auf Signifikanz geprüft.

Der Mann-Whitney U-Test ist ein Rang-Test und das verteilungsfreie Gegenstück zum parametrischen t-Test. Er ist einer der schärfsten nichtparametrischen Prüfverfahren und eignet sich besonders für die hier untersuchte nicht normalverteilte Streu- und Bodenfauna. Er ist empfindlich gegenüber Medianunterschieden, weniger empfindlich bei unterschiedlichen Schiefen und unempfindlich für Varianzunterschiede (Sachs 1983).

Wie auch andere statistische Test überprüft der U-Test die Nullhypothese, daß die Stichproben derselben Grundgesamtheit entstammen. Die Fälle, in denen die Nullhypothese auf dem 1 %-Niveau bzw. auf dem 5 %-Niveau verworfen werden konnte, sind in der Tab. 19 zusammengefaßt.

Bemerkenswert erscheint, daß die 8-jährige Fläche (A) hochsignifikante Unterschiede zu allen anderen Flächen bezüglich fast aller untersuchten Tiergruppen aufweist.

Besonders wenige signifikante Differenzen bestehen zwischen der 18-jährigen Fläche (B) und dem Mischwald und zwischen der 30-jährigen (C) und dem Buchenwald.

Die zahlreichen Unterschiede zwischen der Fläche B und dem Buchenwald sind in der Mehrheit nur auf dem 5 %-Niveau signifikant.

Der Buchenwald und der Mischwald zeigen auch relativ viele Unterschiede (überwiegend auf dem 1 %-Niveau).

(Überlegungen dazu siehe spätere Diskussion S. 154)

	A	B	C	MW	BW
A		AR** DI** CH** PS** GA** LIT** LU** LA** T** CO** LDI** IS** LCO**	AR** DI** CH** PS** GA** LIT** LU** LA** GEO** CO** IS** LDI** LLE** T**	PS** GA** LCO** LU** LA** LLE** CO** IS** LDI** CH** DI** LIT** GEO** T**	HE** GA** LU** LIT** CO** CH** IS** DI**
B			AR** CH** PS** LIT** CO** IS** LCO**	AR** IS** LIT** LLE**	AR** DI** PS** LA** HE** LDI** LU** LCO** IS** T**
C				AR** LLE** HE** LIT** IS** LCO** DI** T**	PS** LU** T**
MW					PS** LA** HE** LLE** LU** LIT** IS** DI** T**

Tab. 19: Flächenvergleich anhand der Gruppenabundanz.

(* Signifikant auf dem 5 %-Niveau).

(** Signifikant auf dem 1 %-Niveau).

(AR=Aranea; PS=Pseudoscorpiones; LU=Lumbricidae CO=Coleoptera;
 IS=Isopoda; DI=Diplopoda; GA=Gastropoda; LA=Hexapoda-Larven;
 LDI=Diptera-Larven; LCO=Coleoptera-Larven; LLE=Lepidoptera-Larven
 CH=Chilopoda; LIT=Lithobiomorpha GEO=Geophilomorpha; HE=Hemiptera;
 SKO=Scolopendromorpha; T=Total Tiere).

3.6 Auswirkung von Kahlschlag auf die Bodenmakrofauna

Die Abholzung von Wäldern bedeutet eine drastische Umweltveränderung für alle Komponenten der Bodenfauna. Mit der Vereinfachung des Lebensraumes geht eine konsequente Reduktion der Vielfaltigkeit von Nahrungsquellen und Nist- oder Eiablageplätzen einher. Die Pufferkapazität, die die dichte Vegetation gegenüber Mikroklimaschwankungen bietet, geht verloren. Es ergeben sich viel rauhere Umweltbedingungen mit größeren Extremen von Bodentemperatur und Feuchtigkeit, hoher Sonneneinstrahlung und der direkten Wirkung heftiger Regenfälle (Chritchley 1979).

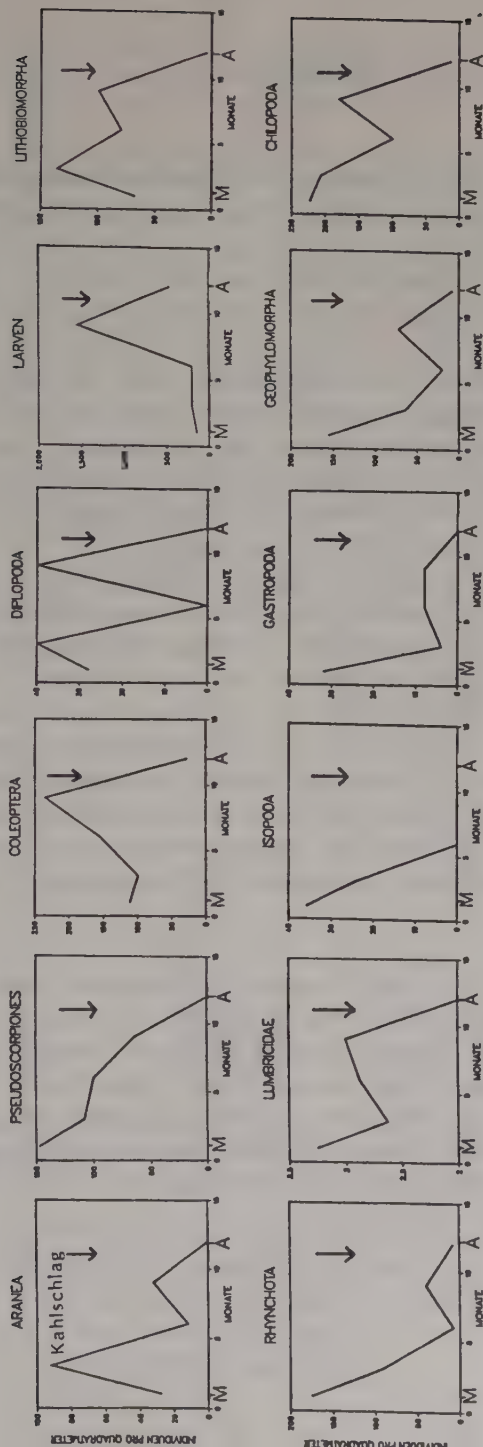
Um das Ausmaß der Wirkung von Kahlschlag und weiteren forstwirtschaftlichen Maßnahmen auf die Bodenfauna einschätzen zu können, wurden in einem der 30-jährigen Bestände (Fläche I), der Anfang 1983 durch Kahlschlag gefällt worden war, Bodenproben entnommen (genaue Beschreibung der Fläche I, s. S. 13, Kapitel I). Dies erfolgte einige Monate nach der Fällung und der anschließenden Bepflanzung (zwei Probenahmen, 4.83 und 6.83). Gleichzeitig wurden, um die Entwicklung der Vegetation nach Kahlschlag verfolgen zu können, phytosoziologische Aufnahmen gemacht (s. S. 25)

Diese Untersuchung erhebt keinen Anspruch auf Vollständigkeit. Man sollte sie als Vorversuch zu weiteren Untersuchungen zur Auswirkung von Kahlschlag auf die Bodenfauna betrachten.

Bis zum Zeitpunkt des Kahlschlages waren auf dieser Fläche vierteljährlich (4 x) Bodenproben entnommen worden (vgl. Tab. 14).

Abb. 35 zeigt die Abundanzen (Ind/m^2) der verschiedenen Tiergruppen von vier Probenahmeterminen vor dem Kahlschlag und aus einem Probenahmetermin drei Monate danach.

ABUNDANZENTWICKLUNG DER BODENMAKROFAUNA VOR UND NACH DEM KAHLSCHLAG



MAI 1982 BIS JUNI 1983

Abb. 35: Abundanzentwicklung der Bodenmakrofauna vor und nach dem Kahlschlag in Fläche I (*P. radiata* 30 Jahre)
(Kahlschlag ↓)

Bei fast allen untersuchten Tiergruppen (Insektenlarven ausgenommen) beobachtet man eine drastische Abnahme der Individuenzahlen nach der Abholzung des Waldes.

Die hohe Larvenzahl beruht auf dem geklumpten Vorkommen von Diptera- und Coleopteralarven in Proben, die noch Streu oder Humus enthielten.

Generell läßt sich dieses Verhalten auch für das Auftreten aller anderen Tiergruppen feststellen. In den Proben mit deutlichen Anzeichen einer Umwälzung des Bodens (die infolgedessen kaum Reste der Streuschicht enthielten), wurden nur wenig Tiere gefunden.

Um diesen Trend bestätigen zu können, wurden zwei Monate später (6.83) acht gezielte Bodenproben entnommen.

Für diese Probenahme wurde ein maschinell bearbeiteter Bereich (4 Proben) und unbearbeitete Teilflächen mit Vegetationsdecke und annähernd intakter Streuschicht ausgewählt (3 Proben), die einige verbrannte Stellen aufwies, die von Feuern nach dem Kahlschlag herrührten (1 Probe).

Abb. 36 zeigt die Summe der am Probenahmetermin 6.83 gesammelten Tiere, einmal aus Proben von maschinell bearbeiteten Bereichen (A) und aus solchen von nicht maschinell bearbeiteten Stellen (B), jeweils $n=4$. Aus Tab. 20 ist die Anzahl der gefundenen Tiere in jeder einzelnen Probe sowie Humusgehalt, Wassergehalt und Trockengewicht der Proben zu entnehmen.

In den Proben aus den maschinell bearbeiteten Stellen (A) sind kaum Tiere gefunden worden, nur in den Proben, in denen etwas Humus enthalten war, fand sich eine hohe Anzahl von Insektenlarven (Proben 1 u. 3). Im Gegensatz dazu wurden in den Proben aus der unbearbeiteten Stellen (B) zahlreiche Tiere aus allen untersuchten Tiergruppen gefunden. In der von einer verbrannten Stelle entnommenen Bodenprobe (Probe 5) war die Anzahl der Tiere stark zurückgegangen.

	Bodenproben							
	1	2	3	4	5	6	7	8
Aranea	-	-	-	-	-	-	1	3
Pseudoscorp.	1	-	-	-	-	6	3	11
Rhynchota	1	-	-	-	-	1	-	3
Lumbricidae	-	-	-	-	-	9	5	7
Insekten-Larven	9	-	23	4	5	3	2	2
Coleoptera	0	-	1	-	-	1	2	7
Isopoda	-	-	-	-	-	-	-	-
Diplopoda	-	-	-	-	-	-	1	1
Chilopoda	-	-	1	-	-	5	6	5
Gastropoda	-	-	-	-	-	1	1	1
Humusgehalt (%)	20	-	20	-	10	50	90	85
Wassergehalt (%)	17	10	16	12	10	20	26	15
TC (g)	1124	1270	1005	1523	1556	852	676	589

Tab. 20: Individuenzahlen aus Proben von maschinell bearbeiteten (A Stellen 1 bis 4) und aus nicht bearbeiteten Stellen. (B 5 bis 8, 5 Brandstelle)

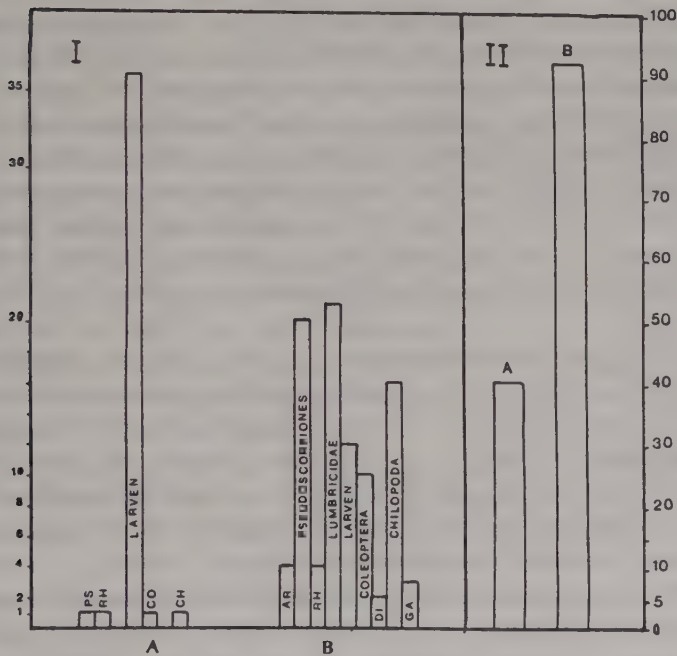


Abb. 36: Summe der gesammelten Tiere am Probenahmeterrain 6.83.

Aus Proben von maschinell bearbeiteten Bereichen (A) und von nicht maschinell bearbeiteten Stellen (B).

I = Summe einzelne Tiergruppen

II = Summe alle gefundenen Tiere

4. DISKUSSION

4.1 Zur Methodik

Der Stichprobenumfang wurde aus Kapazitätsgründen auf 8 Proben (à 314 cm²) begrenzt. Diese Probenzahl bewegt sich jedoch in der von anderen Autoren genannten Größenordnung (Meyer et al. 1984).

Durch die Probenahme sind sich schnell bewegende Makroarthropoden (große Lithobiomorpha und Scolopendromorpha) und Tiere, die sowohl in der Streuschicht als auch in Biochorien leben (große Iulida-Arten), nicht quantitativ erfaßt. Das wurde durch das Vorkommen dieser Tiere in zweimal ausgesetzten Barberfallen bestätigt (in den Streuproben sind diese Tiergruppen selten oder gar nicht gefunden worden). Auch die tiefbohrenden Lumbricidae lassen sich quantitativ mit den Streuproben nicht erfassen.

Eine vollständige quantitative und qualitative Erfassung wäre nur durch den kombinierten Einsatz verschiedener Fangmethoden möglich. Man geht heute soweit, für eine ideale Erfassung der Bodenorganismen individuelle Extraktionsvorgänge zu wünschen, nicht nur für jede Gruppe, sondern auch für jede Art (Lebrun 1971, im Einklang mit anderen Autoren: Macfadyen (1962), Kempson et al. (1963), Southwood (1966)).

Die Kempson-Extraktionsmethode ist nicht für alle gesammelten Tiergruppen geeignet. Das gilt besonders für kleine Gastropoda und kleine Diptera-Larven (vgl. 3.4.1). Für Makroarthropoden ist der Effizienzgrad zufriedenstellend (Edwards et al. 1971). Für Lithobiiden hat die Methode eine Effizienz von ca. 100 % (Fründ 1983). Auch für epigäische und juvenile Lumbricidae ist die Methode im Vergleich zur Handauslese oder zur Formalin-Methode besonders geeignet (Huhta et al. 1975).

Die Extraktion der Juvenilen -zumindest bei den näher untersuchten Tiergruppen (Lumbricidae und Diplopoda)- scheint durch diese Methode gewährleistet. Besonders auffällig war das häufige Auftreten erster Larvenstadien von nicht näher untersuchten Isopoda und Chilopoda sowie speziell von mehreren Diplopodaarten (näheres Kap. IV).

Den Extraktionsverlauf kann man nicht bis ins letzte Detail vorausplanen, da einige Parameter (Feuchte, Temperatur) nicht vorhersehbar sind. Dies gilt besonders im vorliegenden Fall, weil die Inhomogenität der Streuschicht der untersuchten Waldökosysteme sehr groß ist.

Das Schema muß also nach den momentanen Einschätzungen des Untersuchenden variiert werden können. Feste Regeln lassen sich dafür kaum aufstellen. Bei niedrigen Außentemperaturen sollte man beispielsweise die Proben nicht so schnell höheren Temperaturen aussetzen. Besonders feuchte Proben sollten dem Extraktionsvorgang länger unterworfen werden.

4.2 Zur Abundanz

Es werden immer wieder -auch in dieser Arbeit- Populationsdichten aus allen möglichen Ökosystemen verglichen. Ein Vergleich ist eigentlich kaum zulässig, wenn man davon ausgeht, daß die Voraussetzungen dafür sehr selten oder gar nicht gegeben sind.

Die Variabilität der Bedingungen ist zu groß, um einen aussagekräftigen Vergleich zuzulassen. Angefangen von den unterschiedlichen angewandten Methoden (von der Probenahme bis zur Extraktion), unterschiedlichen abiotischen (Bodenart, Humusschicht, Klima, geologischer Untergrund) sowie biotischen Faktoren (Baumart, floristische Zusammensetzung der Strauch- und Krautschicht) bis hin zu autökologischen, demökologischen und synökologischen Eigenschaften der Organismen selbst. Diese Eigenschaften sind von Art zu Art verschieden und können sogar innerhalb einer Art durch Anpassung an besondere herrschende Bedingungen differieren.

Trotz all dieser Einschränkungen gibt es keinen anderen Weg, als die gemessenen Parameter weiterhin zu vergleichen, um einen Anhaltspunkt zu erhalten.

Die ermittelten Siedlungsdichten der untersuchten Tiergruppen bewegen sich im allgemeinen in ähnlichen oder höheren Bereichen wie die Ergebnisse anderer Autoren. Dies trifft hauptsächlich für Koniferenwälder, größtenteils aber auch für Laubwälder zu. Eine Ausnahme davon bilden die Aranea.

Besonders höhere Abundanzen zeigen die Chilopoda, Pseudoscorpiones und epigäische Lumbricidae. Diese Abundanzen können, neben einer tatsächlichen höheren Dichte, auch auf der Effizienz der Extraktionsmethode beruhen. Das letztere ist sicher der Fall für die gefundenen Abundanzen der Lumbricidae. Echezarreta (1981), der mit der Formalin-Methode die Lumbricidensynusien mehrerer *P. radiata*-Bestände im Baskenland untersuchte, fand generell erheblich niedrigere Dichten (ca. 56 Ind/m²). Entsprechend anders zeigten sich bei ihm die Dominanzspektren der Arten mit einem viel höheren Anteil an endogäischen Formen. Eine vollständige Erfassung der Lumbricidensynusien kann man nur erreichen durch die gleichzeitige Anwendung beider Methoden.

Auffällig ist der große Anteil von Zoophagen an der Tiergemeinschaft (etwa 30 %), obwohl viel niedrigere Abundanzen der Aranea im Vergleich zu anderen Ergebnissen aus Koniferen-Wäldern gefunden wurden (Huhta l.c., Albert l.c.).

Dieser hohe Anteil an Zoophagen kann bedeutsam für Stoffumsätze in den *P. radiata*-Forsten und eine Ursache für die extrem große Streuakkumulation unter *P. radiata*-Forsten sein (vgl. Kapitel II, S. 48). Da die Einwirkung der Bodenfauna auf die Abbaurate um so höher ist, je mehr die saprophage Bodenmakrofauna und -megafauna dominiert (Sukacev & Dylis (1964) in Dunger (1978)), kann deren Reduktion durch Räuber zu einer Verlangsamung dieser Prozesse führen.

Die Dipteren-Larven (hauptsächlich Sciariden) sind die individuenreichste Gruppe auf allen Flächen, obwohl die Abundanzen, aufgrund der für diese Gruppe nicht optimalen Extraktionsmethode, unterschätzt sein dürften. Sie machen trotzdem ca. 50 % bis 68 % der gesammelten saprophagen Makrofauna in den verschiedenen Aufforstungsflächen und ca. 65 % im Buchenwald aus. Ihr Anteil im Mischwald ist erheblich kleiner.

Man könnte diese Waldökosysteme demnach als Nematocera-Wälder (vgl. Funke 1983) bezeichnen, die durch saure Böden und niedrige Abundanzen der restlichen saprophagen Makrofauna charakterisiert sind.

Der relativ niedrige Anteil der Gastropoda, Isopoda und Diplopoda könnte an der geringen Kalziumverfügbarkeit liegen. Ihr Fehlen im Sauerhumus-Buchenwald wird von Ulrich (1971) auf den niedrigen pH-Wert (3,5) und die geringe Ca-Verfügbarkeit zurückgeführt. Diese Tiere haben einen hohen Kalziumbedarf, um den Bau des Gehäuses und der chitinisierten Teile zu ermöglichen.

Obwohl der geologische Untergrund dieser Gebiete aus kalkreichen Gesteinen besteht (Mergel, Tonerden), ist der Anteil an Kalziumkarbonat im Oberboden kaum meßbar und der an Ca-Ionen sehr gering (s. bodenchemische Analyse, S. 21). Im allgemeinen besitzen diese Tiere die Fähigkeit, das von ihnen benötigte Kalzium auch in einem vergleichsweise kalkarmen Medium durch selektive Aufnahme der Nahrung zu entnehmen (Schwerdtfeger 1978). Das dürfte auch bei den hier untersuchten Nadelwäldern der Fall sein, wo Ca die zweite Rangstelle an den Nährstoff-Input durch die Nadeln hat (15 kg/ha/a), s. S. 45. Das bedeutet jedoch noch nicht vollständige Verfügbarkeit dieser Quelle, so daß auch eine Nahrungslimitierung für diese Komponente der saprophagen Makrofauna vorliegen kann.

Nimmt man einen limitierenden Charakter des Kalziums für diese Tiergruppen an, liegt der Verdacht nahe, daß die gefundenen hohen Individuenzahlen der Hexapoda-Larven die niedrigen Abundanzen der erwähnten Saprophagen im Abbauprozess des organischen Materials bis zu einem gewissen Grad kompensieren könnten.

Aufgrund der Vergleiche der Abundanzen und Dominanzen der verschiedenen Tiergruppen (Isopoda ausgenommen) lassen sich keine deutlichen Unterschiede zwischen den Referenzflächen und den älteren Aufforstungsflächen feststellen. Ein Vergleich der Biomassen würde ein anderes Dominanzbild der Bodentiere ergeben und eine weitere differenzierte Beurteilung der Flächen ermöglichen. Hierzu wäre eine taxonomische und ökologische Aufgliederung der verschiedenen Tiergruppen in Arten erforderlich.

4.3 Zur Sukzession

Waldflächen verschiedenen Alters als eine Sukzessionsreihe anzusehen ist problematisch trotz aller Bemühungen, Flächen mit vermutlich ähnlichen Ausgangssituationen auszuwählen: -unter dieser Einschränkung sind die Sukzessionsergebnisse zu betrachten.

Die Sukzession der Bodentiere wird gesteuert durch Veränderungen des Lebensraumes, des Substrats und des Mikroklimas, die durch die Sukzession der Phytozönose geprägt werden (Koehler 1984).

Die durch Kahlschlag und weitere maschinelle Bearbeitung des Waldbodens verursachte drastische Habitatveränderung scheint sich auf die Streu-Bodenmakrofauna sehr negativ auszuwirken.

Dies belegen die in Kapitel III, 3.6 dargestellten Befunde. Obwohl sie nur als "Voruntersuchung" anzusehen sind, reichen sie schon aus, um das Ausmaß des Eingriffes anzudeuten. Weitere Untersuchungen in dieser Richtung müßten durchgeführt werden.

Eine sofortige Veränderung der Zoozönose nach Kahlschlag müßte nicht eintreten -auch wenn die Standortverhältnisse (Temperatur, Licht, Feuchtigkeit) entscheidend verändert werden- vorausgesetzt, daß die Streuschicht weitgehend intakt bleibt. Eine Anpassung der Biozönose an die neuen Biotopgegebenheiten könnte dann allmählich stattfinden.

So fand Gretschy (1952), die die Sukzession der Bodentiere auf Fichtenschlägen untersuchte, daß der frische Kahlschlag nahezu dieselbe faunistische Zusammensetzung wie der Hochwald aufweist, da die Bodenverhältnisse sich nur langsam ändern.

Das radikale Absinken der Individuenzahlen der Streu-Makrofauna in der untersuchten Fläche (I) beruht zunächst weniger auf dem Kahlschlag als auf der mechanischen Zerstörung ihres eigentlichen Habitats (der Streuschicht), wie der große Unterschied an Individuenzahlen zwischen machinell und nicht machinell bearbeiteten Stellen desselben Kiefernbestandes zeigte. Die am wenigsten beeinflussten Tiere scheinen die Dipteren-Larven zu sein.

Interessant ist der Vergleich dieser Fläche (I) -vor Kahlschlag- mit der 8-jährigen Sukzessionsfläche (A). Sie sind nur durch einen kleinen Weg voneinander getrennt, haben dieselbe Exposition und im Ganzen die gleichen Standortbedingungen. Man kann davon ausgehen, daß die zooönotischen Unterschiede auf die Veränderung der Vegetation zurückzuführen sind.

Im Zeitraum von 8 Jahren (vorangegangener Kahlschlag und neue Kiefernbeplanzung) werden folgende Unterschiede deutlich:

- Eine hohe Zunahme der Individuenzahl der Gastropoda und der Rhynchota.
- Das Verschwinden von Isopoda und Diplopoda.
- Eine Abnahme der Abundanzen der Chilopoda und Lumbricidae. Gleichzeitig eine Verschiebung der Dominanzstruktur innerhalb dieser beiden Tiergruppen. Bei den Hundertfüßlern nimmt die Zahl der Lithobiomorpha ab und die der Geophilomorpha zu. Ähnliches Verhalten findet sich bei den Regenwürmer-Arten: *Dendrobaena octaedra* geht zurück und *Lumbricus friendi* nimmt zu.

Welche Prozesse in der Tiergemeinschaft in Zeitraum zwischen Kahlschlag und Formation einer dichten Vegetationsdecke stattfinden, ist hier nicht erfaßt worden und bedarf weiterer gezielter Untersuchungen.

Moritz (1965) fand in verschiedenen ein- bis dreijährigen Kiefern-mischwald-Kahlschlagsflächen (einige davon neu aufgeforstet) eine leichte Verringerung des Artenbestandes der Oribatiden, eine deutliche Zunahme

der Abundanzen und eine gleichzeitige Verschiebung der Dominanzwerte der einzelnen Arten. Er nimmt an, daß in den ersten Jahren nach erfolgtem Kahlschlag die ökologisch wirksamen Hauptfaktoren, wie Wasserführung des Bodens, Zusammensetzung und Menge der Bodenaufgabe und die Strahlungsbilanz zunächst den Entwicklungsreichtum der Oribatidenpopulationen bestimmen.

Huhta et al. (1967) und Huhta (1976) berichten von unterschiedlichem Verhalten der verschiedenen Bodentiergruppen nach Kahlschlag: einige vermindern sich, während andere eine mehr oder weniger große temporäre Zunahme zeigen. In den untersuchten Kahlschlagsflächen in Südfinnland nehmen Collembolen und Oribatiden zuerst zu, während sich ihre Zahl in älteren Kahlschlagsflächen verringert. Die Bodenmakrofauna dagegen (Lumbricidae, Chilopoda, Aranea, Coleoptera-Imagines und Hexapoda-Larven) nimmt deutlich ab. In den in Nordfinland gelegenen Flächen zeigen die untersuchten Tiergruppen kein ein so eindeutiges Verhalten.

Styles (1967) berichtet ebenfalls von einer Zunahme der Mikroarthropoden in *P. radiata*-Streu in den ersten zwei bis drei Jahren und im Folgenden von einer rapiden Abnahme.

Diese Ergebnisse lassen sich mit meinen nicht ohne weiteres vergleichen, da die Ausgangsbedingungen sehr unterschiedlich sind. Bei den in den erwähnten Arbeiten untersuchten Flächen hat keine weitgehende Zerstörung der Streuschicht stattgefunden im Gegensatz zu den hier untersuchten *P. radiata*-Beständen.

Die Frage, ob die gewählten Sukzessionsflächen (*P. radiata*-Forste 8, 18 und 30 Jahre) tatsächlich eine Sukzessionsreihe repräsentieren, wird aufgrund der dargestellten Befunde vorläufig mit ja beantwortet. Zumindest ist eine Sukzession der Fauna zu konstatieren, die von der jüngeren Fläche zu den beide älteren Flächen führt.

Diese Feststellung bezieht sich auf alle untersuchten Tiergruppen. Für Rhynchota, Gastropoda, Scolopendromorpha und eine Lumbricidae-Art (*Lumbricus friendi*) besteht eine rückläufige quantitative Sukzession, d.h. sie nehmen ab. Für alle anderen Tiergruppen findet eine stetige Abundanzzunahme statt (s. Tab. 5).

Ausgehend von den Überlegungen am Anfang dieses Absatzes besteht Anlaß zu der Vermutung, daß auch eine "regressive" Sukzession der Streumakrofauna von älteren Aufforstungsflächen über Kahlschlag bis hin zu jüngeren Forsten stattfindet.

Ob die Abundanzunterschiede der verschiedenen Tiergruppen zwischen den 18- und 30-jährigen Flächen eine Sukzession belegen oder nicht, ist nicht eindeutig zu beantworten, da die Vegetationsstruktur beider Flächen sehr unterschiedlich ist. Dies könnte das Ergebnis einer tatsächlichen Sukzession der Vegetation sein oder einfach auch das Resultat unterschiedlicher forstwirtschaftlicher Maßnahmen. Auf der 30-jährigen Fläche hatten schon Auslichtungen stattgefunden und die Unterwuchsvegetation war spärlicher und stärker gestört als auf der 18-jährigen Fläche. *Rubus ulmifolius* und *Pteridium aquilinum* stellen jedoch auf beiden Flächen die dominante Begleitvegetation (s. Probeflächenbeschreibung S. 12).

Die mittlere Aufforstungsfläche weist die höchste Gesamtindividuenzahl auf, die durch die höhere Anzahl an Aranea, Pseudoscorpiones, Coleoptera -Imagines und -Larven, Isopoda und Diplopoda bestimmt wird. Die Gründe dafür sind in der üppigen und undurchdringlichen Unterwuchsvegetation zu suchen, die eine viel komplexere Stratifizierung des Waldökosystems und damit eine Vielfältigkeit an Mikrohabitaten ermöglicht und gleichzeitig eine Zunahme der Ressourcen bedeutet. Ähnliches dürfte auch für den Mischwald zutreffen.

Folgende Tiergruppen nehmen mit dem Alter der Bestände zu:

- Lepidoptera- und Dipteralarven, Lithobiomorpha, Geophilomorpha und die dominante Lumbricidae-Art *Dendrobaena octaedra*.

Gretschy (1952) und Leitinger-Mikoletzky (1940) in Gretschy (l.c.) stellten eine Sukzessionsreihe sowohl für die Flora als auch für die Bodenfauna in verschiedenen Fichtenschlägen fest.

Gretschy (l.c.), fand in Fichtenschlägen verschiedenen Alters (1, 3, 8, 13 und 50 Jahre) eine Sukzession der Fauna, die parallel zur Sukzession der krautigen Vegetation verlief und somit ihre maximale Entwicklung in den Schlägen mittleren Alters erreichte. Für diese Feststellung bezog sie sich auf Gastropoda und Myriapoda.

Sie fand außerdem eine zweite Sukzessionsreihe, die parallel der Bodensukzession verlief und somit ihre maximale Entfaltung im Hochwald erreichte. Diese Sukzession stellte sie für die Apterygota fest.

Eine Übereinstimmung mit den hier dargelegten Ergebnissen trifft nur für die Gastropoda zu: sie nehmen mit zunehmenden Waldcharakter der Aufforstungsflächen ab. Das ist jedoch nicht der Fall bei den Myriapoda, weder bei den Chilopoda noch bei den Diplopoda. Die Chilopoda nehmen stetig zu, und die Diplopoda erreichen die höchsten Abundanzen in der mittleren Fläche.

Es ist möglich, im Einklang mit den Ergebnissen von Gretschy (l.c.), daß die Entwicklung der Gastropoda und Rhynchota parallel der Sukzession der krautigen Pflanzen verläuft.

Ob die Ergebnisse zwischen den 18- und den 30-jährigen Flächen ein Ergebniss des Sukzessionsverlaufes oder nur das Resultat unterschiedlicher Kulturmaßnahmen sind, ist nicht prüfbar.

Der Bestand an krautigen Pflanzen nimmt vom Kahlchlag bis zur 8-jährigen Fläche zu. Nach ca 10 Jahren mit dem Anfang des Nadelwerfens sowie mit dem Wachsen der Bäume und der dadurch erfolgenden Veränderung der Lichtverhältnisse auf der Bodenoberfläche geht die Krautschicht zurück. In älteren Beständen ist nur noch typische Waldbegleitvegetation anzutreffen. Eine Verarmung der Vegetation ist auch gegenüber dem Mischwald zu beobachten (s. phytosoziologische Aufnahmen S. 26).

Die hier gewonnenen Ergebnisse erlauben also die Feststellung, daß in den *P. radiata*-Forsten eine Sukzession sowohl der Flora als auch der Bodenmakrofauna abläuft.

Die Frage, wohin die Sukzession führt, zu Verhältnissen wie im Mischwald oder wie im Buchenwald, läßt sich bei diesem Stand der Auswertung (die meisten Tiere nur auf Gruppenebene) schwer beantworten.

Die Signifikanzprüfung der Abundanzwerte beantwortet die gestellte Frage kaum. Sie zeigt lediglich, daß die jüngere Fläche signifikante Unterschiede für alle Tiergruppen gegenüber den restlichen Flächen aufweist, daß die Fläche C dem Buchenwald und die Fläche B dem Mischwald ähnelt. Die Flächen B und C weisen für viele Tiergruppen signifikante Unterschiede auf.

Dies legt die Annahme nahe, daß die Sukzession einen eigenständigen Weg geht und zu einem speziellen *P. radiata*-Waldökosystem führt, das wenig mit den autochthonen Waldökosystemen dieser Region gemeinsam hat und eine Simplifizierung im Vergleich zu diesen bedeutet.

Diese Ergebnisse lassen jedoch den Schluß zu, daß im Laufe der Sukzession in diesen Kieferforsten eine Zunahme an Vielfaltigkeit der Lebensgemeinschaften stattfindet. Dies manifestiert sich sowohl in der Abundanzdynamik als auch in der Dominanz. Eine Aufschlüsselung aller Tiergruppen in Arten würde mehr und aussagekräftigere Ergebnisse bringen.

5. ZUSAMMENFASSUNG

Im methodischen Teil wurde das Emigrationsverhalten der verschiedenen Tiergruppen während des Extraktionsverlaufes festgestellt und das optimale Extraktionsregime ausgewählt.

Die meisten Tiere verlassen die Probe zwischen dem 9. und 10. Tag der Extraktion bei Oberflächentemperaturen von 80°C und bei Temperaturen an der Unterseite von 45°C bis 55°C. Bei Proben mit hohem Wassergehalt wird eine Emigrationsverzögerung beobachtet.

Den Schwerpunkt dieses Kapitels stellt die Betrachtung der Sukzession der Streumakrofauna in Kiefernforste zunehmenden Alters dar. Als Referenz dazu dienten zwei naturnahe Bestände (Misch- und Buchenwald).

Ferner wurden vorläufige Untersuchungen über die Auswirkungen vom Kahlschlag auf die Bodenmakrofauna durchgeführt. Kahlschlag verursacht ein radikales Absinken der Individuenzahlen aller Tiergruppen der Streumakrofauna.

Im Zeitraum von 8 Jahren (vorangegangener Kahlschlag und neue Kiefernbeplanzung) werden folgende Unterschiede festgestellt:

- Eine starke Zunahme der Individuenzahl der Gastropoda und der Rhynchota
- Das Verschwinden von Isopoda und Diplopoda
- Eine Abnahme der Abundanzen der Chilopoda und der Lumbricidae. Gleichzeitig eine Verschiebung der Dominanzstruktur innerhalb dieser beiden Gruppen.

Es wird eine Sukzession aller Komponenten der Makrofauna ausgehend von der jüngeren Fläche zu den älteren Flächen konstatiert.

Folgende Tiergruppen nehmen mit dem Alter der Bestände zu:

- Lepidoptera- und Dipteralarven, Lithobiomorpha, Geophilomorpha und die dominante Lumbricidae-Art *Dendrobaena octaedra*.

Die Zahl der Gastropoda und Rhynchota nimmt mit dem Alter der Bestände ab.

Die 18-jährige Aufforstungsfläche weist die höchste Gesamt-individuenzahl auf. Die Gründe dafür sind in der üppigen Unterwuchs-vegetation zu suchen, die eine Vielfältigkeit an Mikrohabitaten ermöglicht und eine Zunahme der Ressourcen bedeutet.

Die hier gewonnenen Ergebnisse erlauben die Feststellung, daß in den untersuchten *P. radiata*-Forsten eine Sukzession sowohl der Flora als auch der Bodenfauna abläuft.

Aufgrund der Vergleiche der Abundanzen und Dominanzen der verschiedenen Tiergruppen (außer für die Isopoda) lassen sich keine deutlichen Unterschiede zwischen den Referenzflächen und den älteren Aufforstungsflächen feststellen. Unterschiede spiegeln sich jedoch in der Artenzahl bzw. Diversität der bis jetzt zur Art determinierten Tiergruppen (Lumbricidae und Diplopoda) wider.

IV. DIE DIPLOPODA-SYNUSIEN

1. Einleitung	158-159
2. Material und Methoden	160
3. Ergebnisse	161-188
3.1 Artenspektren	161-166
3.2 Dominanzspektren und Frequenz	167-172
3.3 Abundanzdynamik und Phaenologie der Diplopoden-Arten	173
3.3.1 Mittlere Abundanz	173-174
3.3.2 Abundanzdynamik und Phaenologie	175-180
3.4 Dominanzstruktur und Diversität	181-185
3.5 Flächenvergleich	186-187
4. Diskussion	188-192
5. Zusammenfassung	193

1. Einleitung

Die extrem hohe Streuakkumulation unter *P.radiata*-Aufforstungen macht eine detaillierte Betrachtung der streuabbauenden Makrofauna besonders notwendig.

Die saprophage Bodenfauna greift zusammen mit Bakterien und Pilzen das auf und im Boden akkumulierte organische Material an und baut es letztlich zu pflanzenverfügbaren Nährstoffen ab.

Eine dieser Gruppen, die Diplopoda, wird in diesem Kapitel genauer untersucht.

Mehrere Gründe sprechen für diese Auswahl:

Die Tausendfüßler fragmentieren der abgefallene Streu und anderes organisches Material im Waldboden (Blower 1970) und erleichtern damit den weiteren Streuabbau durch andere kleinere saprophage Organismen (Mesofauna) sowie durch die Bodenmikroflora (Wallwork 1970 in Phillipson 1984).

Die pro Tier aufgenommene Nahrungsmenge ist bei den Tausendfüßlern erheblich höher als bei den Asseln (Striganova, 1967).

Ebenso wie Regenwürmer beteiligen sie sich an der Humusbildung der Waldböden (Ghilarov 1957); sie verschlingen organische Substanz zusammen mit Mineralteilchen des Bodens und tragen dadurch zur Bildung von wasserfesten strukturellen Bodeneinheiten bei (Rowell 1935 in Rubcova 1967), die durch organische Verbindungen angereichert sind (Franz (1951) in Rubcova (1967)).

Sie verursachen eine schnelle Umwandlung von *P.radiata*-Nadeln in Diplopoda-Faeces und spielen damit eine wichtige Rolle beim Abbau von *P. radiata*-Streu (Elliot 1974).

Einige Diplopodenarten weisen eine gewisse Bindung an bestimmte Biotope auf und können also als gute Indikatoren der Boden- und Standortverhältnisse dienen (Rubcova 1967).

In einem anderen Zusammenhang sind die Diplopoda wegen ihrer großen ökologischen Ansprüche und ihrer reduzierten Ausbreitungsmöglichkeiten besonders gute ökologische und biogeographische Indikatoren (Mauries 1974).

Obwohl die Diplopoda in dem Ökosystem des Bodens eine wesentliche Rolle spielen, ist diese Tiergruppe sowohl in den autochthonen als auch in den exotischen Koniferen-Wäldern Spaniens recht wenig erforscht.

Die Aufgabe dieses Teils der Arbeit bestand darin, die Entwicklung des Artenbestandes, der Abundanz und der Phaenologie der Diplopoda in *P. radiata*-Aufforstungen verschiedenen Alters und in naturnahen Wäldern im Baskenland zu untersuchen. Darüberhinaus sollten Informationen über ihre Rolle in den *P. radiata*-Wäldern gewonnen werden.

Die Alterstruktur der Artenpopulationen, wichtiges Merkmal, um das Ausmaß ihre Wirkung festzustellen (Blower 1970), soll später an anderer Stelle dargestellt werden.

2. Material und Methoden

(s. Kapitel III, Absatz 2.)

2.1 Tiermaterial

Die Determination der adulten Diplopoden erfolgte hauptsächlich nach Mauries (unveröff. Bestimmungsschlüssel), außerdem nach Demange (1981), Brölemann (1935), Attems (1930) und Schubart (1934).

Meist sind nur die adulten männlichen Diplopoden bis zur Art bestimmbar. Bei einigen Ordnungen ist manchmal auch die Bestimmung adulter weiblicher Tiere möglich. Die Determination der juvenilen Stadien ist i.d.R. schwierig, weil die Jungtiere im Gegensatz zu den adulten Tausendfüßlern noch nicht mit artspezifischen Organen ausgestattet sind wie z.B. den männlichen oder weiblichen Geschlechtsorganen (Gonopoden bzw. Vulva).

Besonders schwierig war die Bestimmung juveniler Tiere zweier Craspedosomoidea-Arten aus zwei verwandten Gattungen. Sie erfolgte schließlich aufgrund der Stellung der Borsten, der Zahl bzw. Form der Ocellen und der Phaenologie. Die Artzugehörigkeit der Juvenilen konnte dann bis auf wenige Ausnahmen geklärt werden.

Einige Gattungen konnten wegen des Fehlens adulter männlicher Tiere nicht bis zur Art determiniert werden, u.a. die häufigste *Polydesmus*-Art.

Zur kurzfristigen Präparation wurden die Gonopoden oder die Vulva der Tiere in Hoyer's Gemisch bzw. Kaiser's Glyzeringelatine eingebettet. Kaiser's Glyzeringelatine eignet sich besonders, wenn man die Position der Präparate verändern möchte. Hoyer's Gemisch bewirkt eine hervorragende Aufhellung der chitinierten Teile (Kraus, mündlich).

Nach der Bestimmung wurden die Präparate in Wasser aufgelöst, in kleine Gläser mit 70 % Alkohol überführt und den zugehörigen Tieren beigelegt.

Für Dauerpräparate wurde Polyvinyl-Lactophenol benutzt.

3. Ergebnisse

3.1 Artenspektren

Auf den Untersuchungsflächen (Aufforstungs- und Referenzflächen) wurden insgesamt 22 Diplopoden-Arten nachgewiesen (s. Artenliste). Sie verteilen sich wie folgt auf die Ordnungen:

Craspedosomatida	55%
Polydesmida	19%
Polyxenida	12%
Glomerida	6%
Polyzoniida	4%
Iulida	3%

Folgende neue Arten bzw. Gattungen sind gefunden worden (Beschreibung bei Mauries & Barraqueta 1985, i.D.):

CRASPEDOSOMATIDA

- *Verhoeffeuma* (*Krauseuma* nov. sub. g.) *viscaianum* n. sp.
- *Vascanthogona* nov. g. *vicenteae* n. sp.
- *Xystrosoma vasconicum* n. sp.

GLOMERIDA

- *Adenomeris viscaiana* n. sp.

POLYDESMIDA

- *Polydesmus minutulus* n. sp.

Artenliste

Ordnung: **POLYXENIDA** (Lucas, 1840)

Polyxenus lagurus Linné 1758

Ordnung: **CRASPEDOSOMATIDA** (Gray, 1843)

Unterordnung: Craspedosomatidea (Gray, 1843)

- *Verhoeffeuma* (*Krauseuma* nov.sub.g.) *viscaianum* n. sp.
- *Opisthocheiron elegans* Ribaut 1922
- *Vascanthogona* n.g. *vicenteae* n.sp.
- *Cerathosphys* sp.
- *Xystrosoma vasconicum* n.sp.

Unterordnung: Chordeumatidea (C.L. Koch, 1847)

- *Chordeuma vasconicum* Ribaut, 1913

Ordnung: **GLOMERIDA** (Leach, 1815)

- *Glomeridella kervillei* (Latzel, 1895)
- *Adenomeris viscaiana* n.sp.
- *Loboglomeris* sp.

Ordnung: **POLYDESMIDA** (Leach, 1815)

- *Polydesmus* sp.
- *Polydesmus coriaceus* Porath, 1870 (*gallicus* Latzel, 1884)
- *Polydesmus minutulus* n.sp.
- Micropolidesmide (non. det.)

Ordnung: **POLIZONIIDA** (Gervais, 1844)

- *Hirudisoma* aff. *gestschmanni*

Ordnung: **IULIDA** (Leach, 1814)

- *Leptoiulus* sp.
- *Ommatoiulus* sp.
- *Cylindroiulus londinensis* (Leach, 1814)
- *Haplopodoiulus spathifer* (Brölemann, 1897)
- *Cylindroiulus parisorum* (Brölemann und Verhoeff, 1896)
- *Leptophyllum armatum* Ribaut, 1909

Ordnung: **BLANIULIDA** (C.L. Koch, 1847)

- *Blaniulus dollfusii* Brölemann, 1894

Die dominante Art, *Polydesmus* sp (wahrscheinlich zwei neue Arten zusammengefaßt), und ein neuer Micropolydesmide (selten vertreten) konnten wegen des Fehlens männlicher adulter Tiere nicht determiniert werden.

Eine sichere Klassifizierung von *Hirudisoma* aff. *gestschmanni* war nicht möglich, weil die Beschreibung des Holotyps für *Hirudisoma gestschmanni*, gefunden in der Provinz Oviedo ca. 250 km von meinen Probeflächen entfernt, sich nur auf ein einziges weibliches Exemplar bezieht. Meine Funde bestehen dagegen ausschließlich aus männlichen und juvenilen Tieren. Deswegen wird die Zugehörigkeit zu dieser Art zunächst nur vermutet.

Am artenreichsten, gleichzeitig jedoch am individuenärmsten waren die Iulida (7 Arten), gefolgt von der Craspedosomatida (6 Arten), den Polydesmida (4 bzw. 5 Arten), den Glomerida (3 Arten) und den Polyxenida und Polyzoniida mit je einer Art.

Von den insgesamt 22 Diplopoden-Arten sind 16 Arten in der Mischwaldfläche, 11 in jeder der älteren Aufforstungsflächen (18 und 30 Jahre), 6 Arten im Buchenwald und 2 Arten mit je einem Exemplar in der jüngeren Aufforstungsfläche vertreten.

Die artenreichste Fläche ist deutlich der Mischwald, der einen Bestand der potentiell natürlichen Vegetation dieses Gebietes darstellt. Dabei ist zu berücksichtigen, daß in den Referenzflächen (Misch- und Buchenwald) die Befunde aus nur viermaliger Probenahme (vierteljährlich, insgesamt 28 Proben) stammen, während in den Aufforstungsgebieten an 14 Terminen Proben genommen wurden (monatlich, insgesamt 110 Proben).

Der Artenreichtum im Mischwald wird durch diese großen Unterschiede in der Anzahl der untersuchten Proben pro Fläche noch bedeutsamer. Der kleinflächige Buchenwald (ca. 500 m², umgeben von *Pinus radiata*-Aufforstungen) ist deutlich artenärmer als die Mischwald- und Aufforstungsflächen.

Die Artenzahl nimmt mit der Arealgröße zu. Alle dominanten Arten werden mit sechs bis acht Proben erfaßt, das entspricht einer Fläche von ca. 1900 bis 2500 cm².

Die Artendichte ist auf allen Flächen gering. (Tab. 21)

Fläche	n	Mittlere Artenzahl ($\bar{x} \pm SE$)
B	110	1,13 $\pm$ 0,09
C	110	0,88 $\pm$ 0,08
Mischwald	28	1,46 $\pm$ 0,24
Buchenwald	28	0,93 $\pm$ 0,21

Tab. 21: Mittlere Artenzahl pro Probe (314 cm²) $\pm$ SE

(n=Anzahl der Proben; SE=Standardfehler des Mittelwertes)

(B=*Pinus radiata*, 18 Jahre; C=*Pinus radiata*, 30 Jahre)

Bei der Artenzusammensetzung im Misch- und Buchenwald ist bemerkenswert, daß die jeweils eudominante bzw. dominante Art (*Hirudisoma* aff. *gestschmanni* im Buchenwald und *Adenomeris viscaiana* im Mischwald) nicht in den Aufforstungsflächen vorkommen. Hingegen sind alle in den Aufforstungsflächen vorkommenden Arten auch im Mischwald oder im Buchenwald anzutreffen, ausgenommen die subrezedente Art *Ommatoiulus* sp., von der drei Individuen nur in den Aufforstungsflächen gefunden worden sind.

Polyxenus lagurus und *Xystroboma vasconicum*, die generell auf allen Flächen häufig auftreten, wurden in der Mischwaldfläche nicht festgestellt.

Viele rezedente bis subdominante Arten des Mischwaldes kommen weder im Buchenwald noch in den Aufforstungsflächen vor; dazu gehören: *Loboglomeris* sp., *Polydesmus minutulus*, ein Micropolydesmide (non det.), *Cylindroiulus londinensis*, *Haplopodoiulus spathifer*, *Cylindroiulus parisorum*, *Leptophyllum armatum* und *Blaniulus dollfusi*.

Polydesmus coriaceus, *Cerathosphys* sp. und *Leptoiulus* sp. sind vereinzelt nur in den Aufforstungsflächen gefunden worden (1 bis 2 Individuen).

Das seltene Vorkommen der größeren Diplopoden-Arten (alle Iuliden-Arten, *Loboglomeris* sp., *Cerathosphys* sp. und *Polydesmus coriaceus*), bei denen es sich nach Mauries (1974) um atlantische Formen handelt, die allgemein eine große geographische Verbreitung haben, läßt vermuten, daß sie keine ständigen Bewohner der Streu- und Bodenschicht sind und daß sie durch die angewendete Probenahmemethode nicht quantitativ erfaßt werden konnten. Phillipson (1984) fand *Cylindroiulus parisorum* nur mit Barberfallen.

In Bezug auf die Biotopzugehörigkeit sind die in den Aufforstungsflächen häufig auftretenden Arten offenbar biotopeigene Arten (Indigenae). Das dürfte für die Diplopoden auf Grund der geringen Mobilität meistens zutreffen.

Polyxenus lagurus ist wahrscheinlich eine spezifische stenotope Art dieser Flächen. Das einzige Individuum aus dem Buchenwald darf man als Irrgast betrachten, besonders wenn man berücksichtigt, daß die Polyxenida die einzigen Diplopoden sind, die aufgrund ihrer morphologischen Struktur durch den Wind verbreitet werden können.

Alle anderen Arten scheinen eurytop zu sein. Sie zeigen keine klaren Biotoppräferenzen, obwohl *Verhoeffeuma viscaianum* und *Opisthocheiron elegans* deutlich höhere Abundanzen in den Kiefernwäldern aufweisen.

Spezifische Art im Buchenwald ist *Hirudisoma* aff. *gestschmanni*, im Mischwald *Adenomeris viscaiana*.

Glomeridella kervillei ist während des Untersuchungszeitraumes im Buchenwald nicht gesammelt worden, obwohl einige Individuen dieser Art bei den Voruntersuchungen angetroffen worden waren.

Die Artenzahl ist, außer für den Buchenwald, im Vergleich zu den vorhandenen Literaturwerten relativ hoch (Tab. 25).

Die Lebensgemeinschaft der Diplopoden erreicht im Mischwald mit 16 Arten eine sehr hohe Artenvielfalt. Geoffrey (1981) erfaßte 12 Arten in einem Mischwald und Blower (1970) 11 Arten.

Die Anzahl der in den *P. radiata*-Beständen festgestellten Arten (11) läßt sich mit den Werten von Rubcova (1967) für Kiefernwälder in der UDSSR (*Pinetum omalidosum*, 11 Arten) vergleichen. In anderen Kiefernforsten fand Rubcova (l.c.) niedrigere Artenzahlen.

Die Zahl der Arten im Buchenwald ist etwas höher als die von Sprengel (1981) für einen Kalkbuchenwald in Deutschland angegebene. Phillipson (1984) fand dagegen in einem Buchenwald in England bei Anwendung dreier verschiedener Fangmethoden (Handauslese, Barberfallen und Kempson-Methode) 11 Arten. Auch Pedrolí-Christen (1981) fand höhere Artenzahlen (22) in verschiedenen Waldökosystemen der Schweiz (hauptsächlich Eichen- und Buchenwälder), aber nur ebenfalls bei Anwendung dreier verschiedener Fangmethoden: Bodenproben, Barberfallen und Platten-Methode (Pedrolí-Christen 1977). Keine der drei Methoden reicht allein aus, um das Artenspektrum vollständig zu erfassen.

3.2 Dominanzspektren und Frequenz

Nicht nur in der Artenzusammensetzung, sondern auch in der Dominanzstruktur unterscheiden sich die verschiedenen Untersuchungsflächen (Tab. 22 und 23).

In Tab. 22 sind die Diplopoden-Arten mit den logarithmischen Dominanzklassen nach Engelmann (1978) gekennzeichnet. Aus der Tab. 23 sind die jährlichen bzw. vierteljährlichen Dominanzwerte, sowie die Frequenz der Arten in den Aufforstungs- bzw. Referenzflächen zu entnehmen (siehe auch Abb. 37 und 38).

In der mittel-alten Aufforstungsfläche (18 Jahre) sind vier Diplopoden-Arten dominant: *Polydesmus* sp., *V. viscaianun*, *O. elegans*, und *Xystrosoma vasconicum* (31,6% bis 10,6%). Zwei weitere Arten sind subdominant: *P. lagurus* und *Vascanthogona vicenteae*. *Chordeuma vasconicum* ist rezedent. Alle übrigen Arten sind subrezedent oder treten nur sporadisch auf.

In der älteren Aufforstungsfläche (30 Jahre) sind drei Arten dominant: *P. lagurus*, *O. elegans* und *V. viscaianun*. Drei weitere Arten sind subdominant: *Glomeridella kernillei*, *V. vicenteae* und *Polydesmus* sp.. Die restlichen fünf Arten sind subrezedent (Abb. 37).

In der Mischwaldfläche sind nur zwei Arten dominant: *Adenomeris viscaiana* und *Polydesmus* sp.. Sieben weitere Arten sind subdominant: *O. elegans*, *V. vicenteae*, *Leptoiulus* sp., *C. londonensis*, *G. kernillei*, *V. viscaianun* und *Micropolydesmide* (non. det.). Alle übrigen sieben Arten sind rezedent.

Im Buchenwald gibt es eine eudominante Art (*Hirudisoma* aff. *geetschmanni*), vier dominante Arten (*V. viscaianun*, *V. vicenteae* und *O. elegans*) und eine rezedente (*Polyxenus lagurus*).

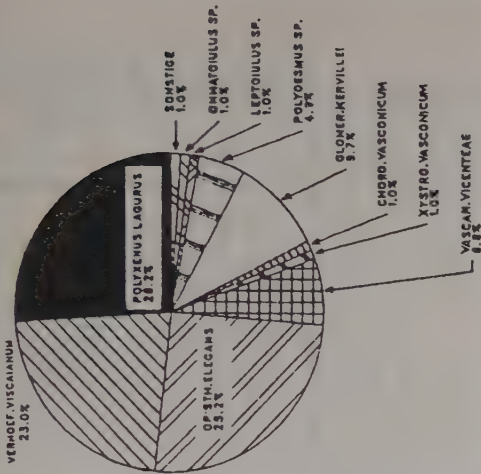
Arten	A	B	C	Mischw.	Buchenw.
<i>Polytenus lagurus</i>	+	xxx	xxxx	-	xx
<i>Verhoeffeuma viscaianum</i>	-	xxxx	xxxx	xxx	xxxx
<i>Opisthocheiron elegans</i>	-	xxxx	xxxx	xxx	xxxx
<i>Vascanthogona vicenteae</i>	-	xxx	xxx	xxx	xxxx
<i>Cerathosphys</i> sp.	-	x	-	-	-
<i>Xystrosoma vasconicum</i>	+	xxxx	x	-	xxxx
<i>Chordeuma vasconicum</i>	-	xx	x	xx	-
<i>Glomeridella kervillei</i>	-	x	xxx	xxx	-
<i>Adenomeris viscaiana</i>	-	-	-	xxxx	-
<i>Loboglomeris</i> sp.	-	-	-	xx	-
<i>Polydesmus</i> sp.	-	xxxx	xxx	xxxx	-
<i>Polydesmus coriaceus</i>	-	x	x	-	-
<i>Polydesmus minutulus</i>	-	-	-	xx	-
<i>Micropolidesmide</i> (non. det.)	-	-	-	xxx	-
<i>Hirudisoma gestschmanni</i>	-	-	-	-	xxxxx
<i>Leptoiulus</i> sp.	-	-	x	xxx	-
<i>Ommatoiulus</i> sp.	-	x	x	-	-
<i>Cylindroiulus londinensis</i>	-	-	-	xxx	-
<i>Haplopodoiulus spathifer</i>	-	-	-	xx	-
<i>Cylindroiulus parisorum</i>	-	-	-	xx	-
<i>Leptophyllum armatum</i>	-	-	-	xx	-
<i>Blaniulus dollfusi</i>	-	-	-	xx	-

Tab. 22: Artenspektrum der Diplopoden. Einteilung in Dominanzklassen nach Engelmann (1978):

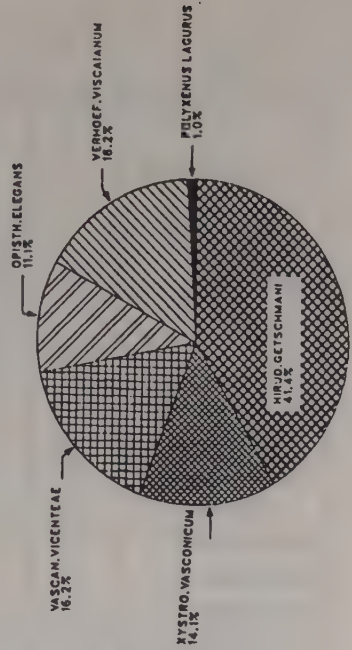
Eudominant	32,0 - 100,0 %	xxxxx
Dominant	10,0 - 31,9 %	xxxx
Subdominant	3,2 - 9,9 %	xxx
Rezedent	1,0 - 3,1 %	xx
Subrezedent	0,3 - 0,9 %	x
Sporadisch	unter 0,3 %	+

DOMINANZWERTE DIPLOPODENARTEN

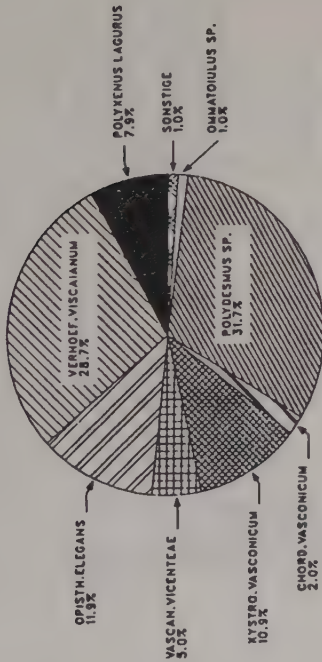
PINUS RADIATA 30 JAHRE



FAGUS SYLVATICA



PINUS RADIATA 18 JAHRE



POT. NAT. VEGETATION

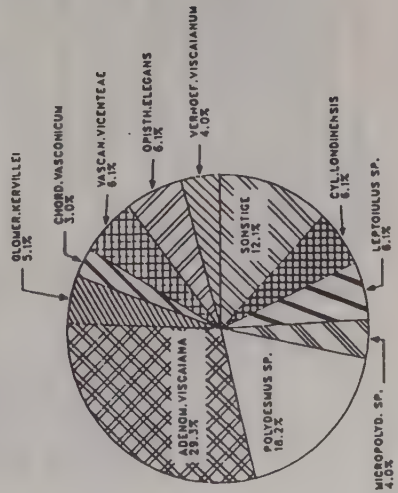


Abb. 37: Dominanzwerte der Diplopoda-Arten in *P. radiata* - Aufforstungen (18 und 30 Jahre), im Mischwald und im Buchenwald. (pot.nat.Vegetation = Mischwald)

Arten	B		C		Mischwald		Buchenwald	
	D%	F%	D%	F%	D%	F%	D%	F%
<i>Polydesmus</i> sp.	31,8	18,8	4,5	7,3	18,1	14,3	-	-
<i>V. viscaianum</i>	29,1	31,8	22,7	17,3	3,9	7,2	15,7	14,3
<i>O. elegans</i>	11,6	20,0	26,1	30,0	6,4	14,3	11,4	21,4
<i>X. vasconicum</i>	10,6	12,7	0,6	0,9	-	-	14,2	17,9
<i>P. lagurus</i>	7,8	0,9	27,2	9,1	-	-	1,4	3,6
<i>V. vicenteae</i>	5,1	10,9	6,8	15,5	6,4	14,3	15,7	17,8
<i>C. vasconicum</i>	1,7	4,5	0,6	0,9	2,6	7,1	-	-
<i>P. coriaceus</i>	0,7	1,8	0,6	0,9	-	-	-	-
<i>Ommatoiulus</i> sp.	0,7	0,9	0,6	0,9	-	-	-	-
<i>G. kervillei</i>	0,3	0,9	9,6	10,9	5,1	7,1	-	-
<i>Cerathosphys</i> sp.	0,3	0,9	-	-	-	-	-	-
<i>Leptoiulus</i> sp.	-	-	0,6	0,9	6,4	17,9	-	-
<i>A. viscaiana</i>	-	-	-	-	28,5	21,4	-	-
<i>C. londinensis</i>	-	-	-	-	6,4	10,7	-	-
Micropolydesmide	-	-	-	-	3,9	3,6	-	-
<i>H. spatiafer</i>	-	-	-	-	2,6	7,1	-	-
<i>C. parisorum</i>	-	-	-	-	2,6	7,1	-	-
<i>L. armatum</i>	-	-	-	-	2,6	3,6	-	-
<i>Loboglo meris</i> sp.	-	-	-	-	1,3	3,6	-	-
<i>P. minutulus</i>	-	-	-	-	1,3	3,6	-	-
<i>B. dollfusi</i>	-	-	-	-	1,3	3,6	-	-
<i>H. gestschmanni</i>	-	-	-	-	-	-	41,4	17,8

Tab. 23: Dominanz und Frequenz der Diplopoden-Arten auf den untersuchten Flächen

(D = Dominanzwert in %; F = Frequenz in %)

(B = *P. radiata* 18 Jahre; C = *P. radiata* 30 Jahre)

Auf den beiden Aufforstungsflächen stellen vier Arten über 80 % des Individuenanteils der streubewohnenden Arten. Die Überfamilie der Craspedosomoidea (fünf Arten) stellt auf beiden Flächen die am höchsten dominante Gruppe mit ca. 60 % der Individuen.

Die zweite dominante Gruppe auf der 18-jährigen Fläche sind die der Polydesmoidea. Die Glomeroidea sind mit 0,34 % nur sporadisch vertreten (Abb. 38).

Die Polyxenoidea bilden auf der 30-jährigen Fläche die zweite dominante Gruppe. Die luloidea kommen auf beiden Kiefernbeständen selten vor.

Im Mischwald sind dagegen die Glomeroidea mit 35 % der Diplopoden die dominante Gruppe. Craspedosomoidea, Polydesmoidea und luloidea sind mit jeweils ca. 20 % gleichmäßig vertreten. Polyxenoidea sind nicht gefunden worden (Abb. 38).

Auch im Buchenwald sind die Craspedosomoidea die am stärksten dominierende Gruppe. Es folgen die Polyxenoidea, die (wie schon erwähnt) mit nur einer Art, *Hirudisoma* aff. *gestschmanni*, 41,4 % der gesamten Individuen ausmacht und damit die eudominante Art dieses Buchenwald-Ökosystems darstellt

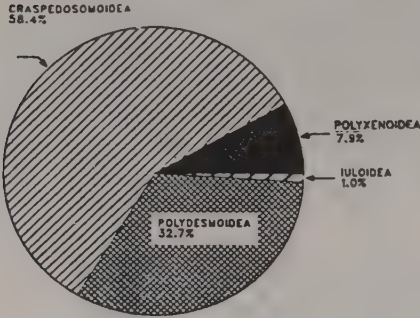
Polyxenoidea sind mit nur 1 % selten vertreten (Abb. 38).

Die Frequenz (Anzahl der Proben, in denen eine bestimmte Art gefunden wurde, ausgedrückt als prozentualer Anteil der Stichprobe) ist abhängig von der Abundanz und der Dispersion (Tischler 1984). Sie liegt bei den meisten Arten niedrig. Nur *V. viscaianun* im 18-jährigen Kiefernbestand und *O. elegans* im 30-jährigen erreichen 30 % Häufigkeit. Alle anderen Arten liegen generell unter 20 %.

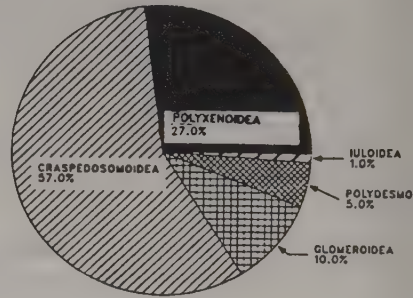
Im Mischwald erreicht die dominante Art *A. viscaiana* mit 21,4 % die höchste Frequenz, im Buchenwald *O. elegans* mit 21,4 %.

DOMINANZWERTE DER DIPLOPODA

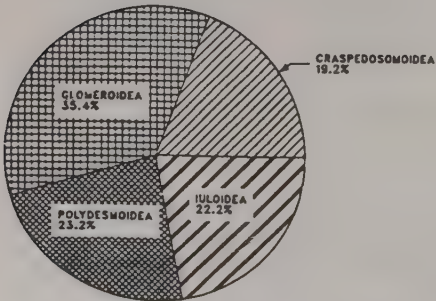
PINUS RADIATA 18 JAHRE
(n=294)



PINUS RADIATA 30 JAHRE
(n=177)



POT.NAT.VEGETATION
(n=77)



FAGUS SYLVATICA
(n=70)

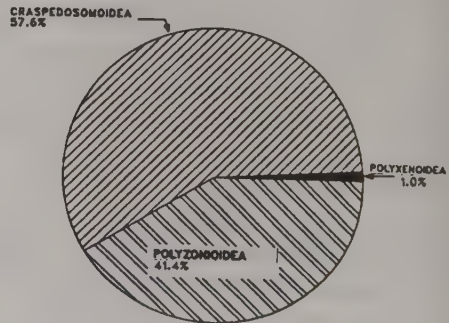


Abb. 38: Dominanzwerte der Diplopoda (Überfamilien)
(wie Abb. 37)

3.3 Abundanzdynamik und Phaenologie der Diplopoden-Arten

3.3.1 Mittlere Abundanz

Die mittlere Dichte der Diplopoden variiert auf den Aufforstungsflächen und den Referenzflächen zwischen 83- und 50 Ind/m² (Tab. 24). Die Abundanzen basieren auf max. 14 monatiger Probenahme.

Für den 18-jährigen Kiefernbestand beträgt die Dichte 83,36 Ind/m², für den 30-jährigen 50,24 Ind/m². Für beide Referenzflächen schwankt sie zwischen 77 Ind/m² im Mischwald und 70 Ind/m² im Buchenwald. Sie sind erheblich höher als die aus verschiedenen temperierten Nadelwäldern berichteten Tab. 25.

Die Craspedosomatida sind die individuenreichste Gruppe auf den Aufforstungsflächen mit 48,8 Ind/m² bzw. 28,5 Ind/m²; im Mischwald die Glomerida mit 27 Ind/m² und im Buchenwald die Polizoniida mit 40 Ind/m².

Diese Werte sind zum Teil auch höher als die aus Laubwäldern bekannten Diplopodendichten, ausgenommen extreme Individuendichten: 960 Ind/m² in Belgien (Lebrun 1971) und 1128 Ind/m² im Laubwald in Österreich (Meyer 1984) oder die allerdings niedrigeren Ergebnisse von Flogaitis (1984) im Mischwald (135,5 Ind/m²) und die von Bornebusch (1930), der 110 Ind/m² im einen Buchenwald in Dänemark erhielt.

Arten	B	C	Mischwald	Buchenwald
<i>P. lagurus</i>	6,56	13,72	-	1,00
<i>V. viscaianum</i>	24,30	11,46	3,00	11,00
<i>O. elegans</i>	9,70	13,12	5,00	8,00
<i>V. vicenteae</i>	4,28	3,44	5,00	11,00
<i>Ceratosphys</i> sp.	0,28	-	-	-
<i>X. vasconicum</i>	8,84	0,28	-	10,00
<i>C. vasconicum</i>	1,44	0,28	2,00	-
<i>G. kervillei</i>	0,28	4,84	4,00	-
<i>A. viscaiana</i>	-	-	22,00	-
<i>Loboglomeris</i> sp.	-	-	1,00	-
<i>Polydesmus</i> sp.	26,57	2,28	14,00	-
<i>P. coriaceus</i>	0,56	0,28	-	-
<i>P. minutulus</i>	-	-	1,00	-
<i>Micropolydesmus</i> (n.d.)	-	-	3,00	-
<i>H. aff. gestschmanni</i>	-	-	-	29,00
<i>Leptoiulus</i> sp.	-	0,28	5,00	-
<i>Ommatoiulus</i> sp.	0,56	0,28	-	-
<i>C. londinensis</i>	-	-	5,00	-
<i>H. spathifer</i>	-	-	1,00	-
<i>C. parisorum</i>	-	-	2,00	-
<i>L. armatum</i>	-	-	2,00	-
<i>B. dollfusi</i>	-	-	2,00	-
Craspedosomatida	48,83	28,56	15,00	40,00
Glomerida	0,28	4,84	27,00	-
Iulida	0,56	0,56	17,00	-
Polydesmida	27,12	2,56	18,00	-
Polyxenida	6,56	13,72	-	1,00
Polizoniida	-	-	-	29,00
DIPLOPODA	83,36	50,24	77,00	70,00

Tab. 24: Mittlere Abundanz der Diplopoden-Arten, Ind/m²
 (B= *P. radiata* 18 Jahre; C= *P. radiata* 30 Jahre).

Waldart	Land	Dichte Ind/m ²	Dominante Gruppe	n	Autor
Eichenmischwald	Österreich	1128	Iulida	-	Meyer (1984)
Mischwald	Frankreich	29	Iul./Glom.	12	Geoffrey (1981)
Mischwald	Frankreich	135	-	-	Flogaitis (1984)
Weißbuche	Belgien	60	-	-	Lebrun (1971)
Pappel	Belgien	960	-	-	Lebrun (1971)
Buchenwald	Dänemark	67	-	-	Bornebusch (1930)
Eichenwald	Dänemark	110	-	-	Bornebusch (1930)
Mischwald	England	24	-	-	Magde (1965)
Buchenwald	Holland	80	Iulida	2	Drift (1965)
Buchenwald	Deutschland	89	Craspedos.	5	Sprengel (1981)
Mischwald	England	97	Iulida	11	Blower (1970)
Eichenwald	U.R.S.S.	27	-	9	Ghilarov (1979)
Mischwald	Spanien	77	Glomerida	16	vorlieg. Arbeit
Buchenwald	Spanien	70	Polyzon.	6	vorlieg. Arbeit
Buchen/Fichte	U.R.S.S.	26	-	-	Ghilarov (1979)
Mischwald/Fichte	U.R.S.S.	19	-	-	Ghilarov (1971)
Mischw./Kiefer	U.R.S.S.	31	-	-	Ghilarov (1971)
Mischw./Kiefer	U.S.A.	25	-	-	Mac Brayer (1971)
Birke/Koniferen	Japan	5	-	-	Kitazawa (1971)
Kiefernwald	Japan	1	-	-	Kitazawa (1971)
Fichte	Dänemark	10	-	-	Bornebusch (1930)
Fichte	Deutschland	2	-	-	Dunger (1972)
Fichte	U.R.S.S.	18	-	-	Ghilarov (1979)
Fichte	Finnland	0	-	-	Huhta (1975)
Kiefernforste:					
<i>P. oxalidosum</i>	U.R.S.S.	16	Glomerida	11	Rubcova (1966)
<i>P. pteridosum</i>	"	3	"	4	"
<i>P. sphagnosum</i>	"	14	"	8	"
<i>Pinus radiata</i>	Spanien	83	Craspedos.	11	vorlieg. Arbeit
<i>Pinus radiata</i>	Spanien	51	"	11	"

Tab. 25: Mittlere Diplopodendichte in verschiedenen Waldökosystemen
(n = Artenzahl).

3.3.2 Abundanzdynamik und Phaenologie

Die jahreszeitliche Abundanzdynamik der Diplopodenpopulationen auf den Aufforstungsflächen ist gekennzeichnet durch Abundanzzunahme im Frühling. Die 18-jährige Fläche zeigt außerdem ein Maximum im Herbst. Im Buchenwald werden die maximalen Werte im März erreicht (ca. 140 Ind/m²) und im Mischwald im Mai (150 Ind/m²).

In den Abbildungen 40 und 41 sind die Abundanzdynamik der in den Aufforstungsflächen bzw. Referenzflächen vorkommenden Diplopodengruppen sowie der Craspedosomatida-Arten dargestellt.

Auf der 18-jährigen Aufforstungsfläche wird die phaenologische Kurve durch die Craspedosomoidea geprägt, ausgenommen im Herbst, wo sie durch das massenhafte Auftreten von juvenilen *Polydesmus* sp. determiniert wird. Die Craspedosomatida zeigen ein Minimum im Sommer, ein kleines Maximum im Herbst und einen steigenden Kurvenverlauf im Frühling (April). Die Polyxenida haben etwas höhere Abundanzen im Herbst. Die einzelnen Iulida sind im Frühling gefunden worden. Die Glomerida sind nur durch ein einziges Individuum im Juni 82 vertreten. Polyzoniida kommen nicht vor (Abb. 40).

Innerhalb der Craspedosomatida prägt *V. viscaianum* die Abundanzdynamik mit einem Hauptmaximum im Frühling und einem Sekundärmaximum im Herbst. Im Sommer ist kein Exemplar gefunden worden (Abb. 41).

O. elegans, der das ganze Jahr durch mit geringen Abundanzen vertreten ist, zeigt keine großen Schwankungen. Im August und September wurde er nicht gefunden und die höchsten Abundanzen werden im März, Mai und Juli (24 Ind/m²) festgestellt.

V. vicentiae weist kein regelmäßiges Vorkommen auf. Die höchsten Abundanzen sind im Juni festgestellt worden. *X. vasconicum* kommt im Sommer und Winter nicht vor und erreicht maximale Werte im Frühling. *Chordeuma vasconicum* tritt in sehr geringe Dichte nur in Februar und März auf.

ABUNDANZENTWICKLUNG DER DIPLOPODA

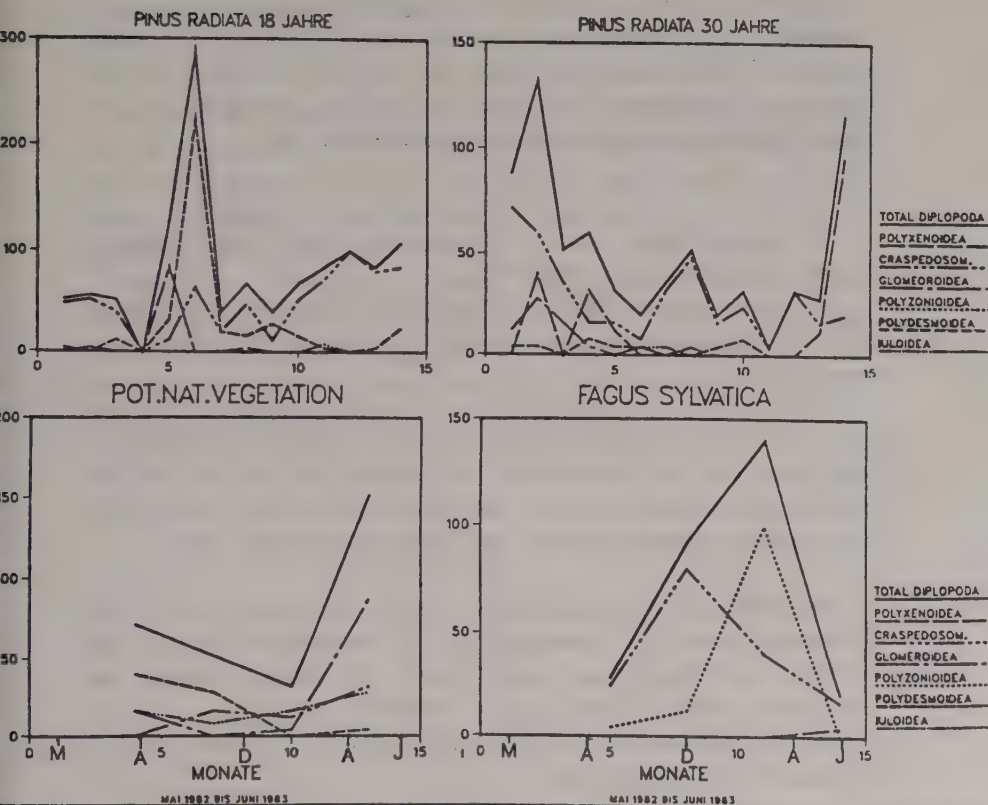
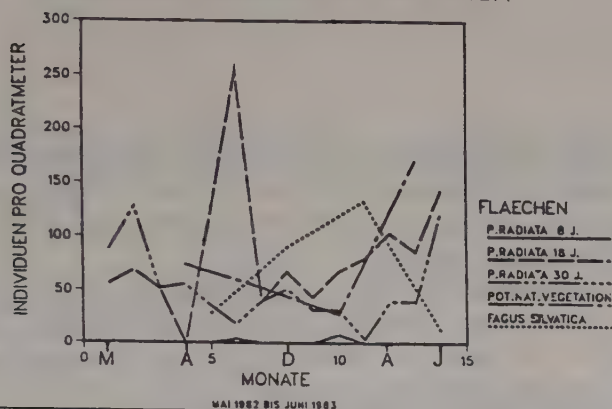


Abb. 40: Abundanzdynamik der Diplopoda (Überfamilien) in den Aufforstungsflächen, im Mischwald und im Buchenwald.

(pot. nat. Vegetation = Mischwald)

Auf der Referenzfläche (Mischwald) ist die saisonale Abundanzdynamik der Diplopoda hauptsächlich durch zwei Gruppen bestimmt: durch die Glomerida im Frühling (mit *A. viscaiana*) und durch die Polydesmida im Sommer und Herbst (Abb. 40).

Craspedosomatida und Iulida sind während des ganzen Jahres mit mittleren Abundanzen vertreten. Eine aufsteigende Tendenz der beiden Gruppen ist im Frühling zu beobachten. Bei den Craspedosomatida tritt auch im Winter ein Nebenmaximum auf. Polyxenida und Polyzoniida sind auf dieser Fläche nicht gefunden worden.

Das Hauptmaximum (Frühling) der Craspedosomatida wird durch *V. vicenteae* und *C. vasconicum* verursacht, zwei Arten die sonst selten vorkommen. Die höchsten Abundanzen von *O. elegans* treten im Winter und von *V. viscaianum* im Herbst auf. Von *X. vasconicum* ist auf dieser Fläche kein Exemplar gesammelt worden (Abb. 41).

Die phäenologische Kurve im Buchenwald ist durch zwei Diplopodengruppen (2 Maxima) geprägt (Abb. 40).

Ein Hauptmaximum (140 Ind/m²) im März wird durch die Polyzoniida und ein Nebenmaximum im Dezember durch die Craspedosomatida verursacht.

Polyxenida sind nur vereinzelt im Juni gefunden worden, Glomerida während des Untersuchungszeitraumes nicht. Die Gruppen der Polydesmida und Iulida sind nicht vorgekommen. Zu bemerken ist, daß die Iulida die dominanteste Diplopodengruppe in den meisten untersuchten europäischen Buchenwäldern darstellt (Geoffrey 1981, Meyer 1984, Blower 1970).

Innerhalb der Craspedosomatida (zwei dominante Gruppen im Buchenwald) haben *V. viscaianum* und *X. vasconicum* ein deutliches Maximum im Winter und prägen damit die Abundanzdynamik der Craspedosomatida-Populationen stark. *V. vicenteae* tritt außer im Juni das ganze Jahr über mit gleichmäßigen Abundanzen auf. *O. elegans* zeigt ein Maximum im Frühling (Abb. 41).

Im 30-jährigen *Pinus radiata*-Bestand ist die Abundanzdynamik der Diplopoden hauptsächlich durch die Craspedosomatida und Polyxenida bestimmt (Abb. 40).

Die Craspedosomatida zeigen ein Hauptmaximum in Mai/Juni und ein Nebenmaximum in November/Dezember. Auf der mittleren Fläche ist das Nebenmaximum im Oktober beobachtet worden.

Die Polyxenida ließen sich nur im Sommer und Frühling finden, mit einem Maximum im Juni (100 Ind/m²).

Die Glomerida haben ein deutliches Maximum im Juni, den Rest des Jahres kommen sie nur vereinzelt vor.

Die Polydesmida sind das ganze Jahr über mit sehr geringen, regelmäßigen Abundanzen vertreten.

Innerhalb der Craspedosomatida ist *Opisthocheiron elegans* die einzige Art, die durchgehend auf der 30-jährigen *P. radiata*-Fläche vertreten ist. Ihre phaenologische Kurve ist charakterisiert durch zwei gleich hohe Maxima (28 Ind/m²) im Mai/Juni und im Dezember und zwei Minima im August/September und im Februar/März.

Verhoeffeuma viscatum erreicht die höchsten Abundanzen im Mai/Juni (ca. 38 Ind/m²). *Vasanthogona vicenteae* kommt nur im Sommer und Winter mit niedrigen Abundanzen vor. *Xystrosoma vasconicum* ist ein einziges Mal im Juni gesammelt worden. *Chordeuma vasconicum* ist auf dieser Fläche nicht vorgekommen (siehe auch Abb. 41).

ABUNDANZENTWICKLUNG DER CRASPEDOSOMOIDEA

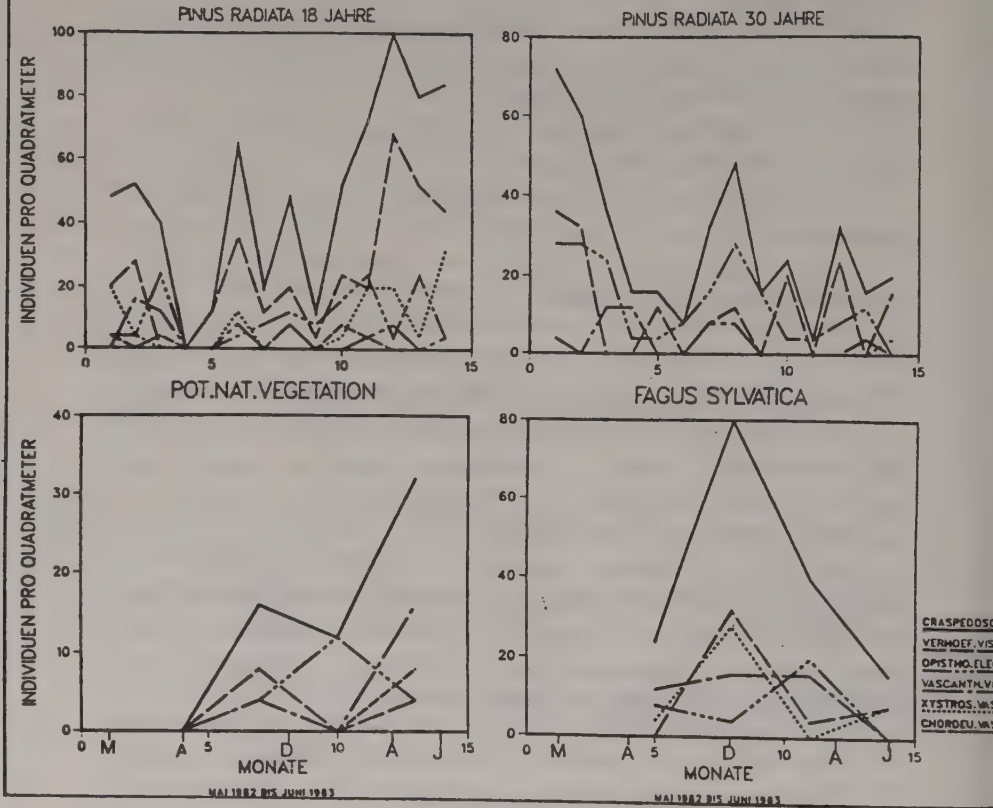


Abb. 41: Abundanzdynamik der Craspedosomoidea-Arten, (wie Abb. 40).
(pot. nat. Vegetation = Mischwald)

3.4 Dominanzstruktur und Diversität

Die Dominanzstruktur einer Synusie gibt Aufschlüsse über die Art der Nischenbeziehungen in Artengruppen, die ökologisch in demselben Makrohabitat eng assoziiert sind (Odum 1980). Sie läßt sich besonders gut mit Dominanzrangkurven darstellen (Whittaker 1975).

Die Dominanzrangkurven der vier verschiedenen Flächen, auf der Basis der mittleren Jahresabundanzen berechnet, sind im Abb. 42 wiedergegeben (siehe auch Tab. 26).

Ein relativ einheitliches steiles Dominanzgefälle zeigen die beiden Aufforstungsflächen. Dies deutet auf ein mittleres Sukzessionsstadium mit wenigen dominanten und vielen rezedenten bis subrezedenten Arten hin.

Der flachere Verlauf der Dominanzrangkurve für die Mischwaldfläche zeigt eine ausgeglichene Dominanzverteilung und ähnelt dem Verlauf einer intermediären sigmoiden Kurve (lognormal-distribution nach Preston), mit sehr wenigen dominanten und seltenen Arten und vielen Arten mit einem mittleren Dominanzniveau (Whittaker 1975), welches auf ein komplexeres Muster der Nischendifferenzierung und Überlappung (Whittaker (1965) in Odum (1980)) hindeutet.

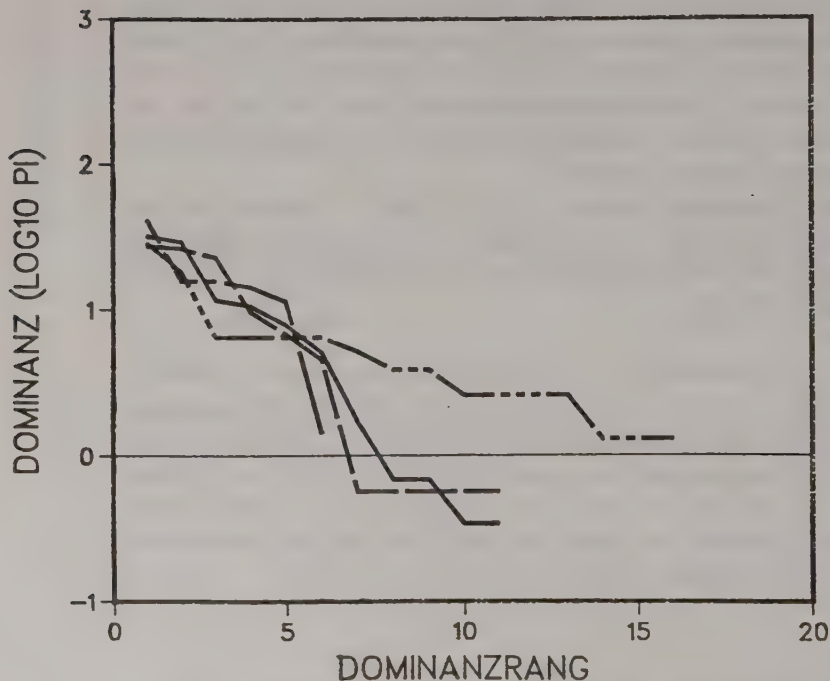
Dieses Verhalten, zusammen mit der höheren Artenzahl und der vielfältigeren Struktur der Phytozönose (siehe phytosoziologische Aufnahme, Seite. 26), reflektiert die größere Komplexität des Mischwald-Ökosystems.

Bei der Betrachtung der Dominanzstruktur des artenarmen Buchenwaldes möchte ich mich auf die ersten fünf Arten, die alle eudominant bis dominant sind, beschränken. Bei der sechsten Art handelt es sich mit *P. lagurus* wahrscheinlich um einen Irrläufer (s.S. 165). Der Kurvenverlauf für diese fünf Arten legt eine Deutung nach der "random niche-boundary" Hypothese von MacArthur (1960) nahe, die von benachbarten, sich nicht überlappenden, zufällig verteilten Nischen ausgeht.

<u>B</u>		<u>C</u>		<u>Mischwald</u>	
<i>Polydesmus</i> sp.	31,8	<i>P. lagurus</i>	27,2	<i>A. viscaiana</i>	28,5
<i>V. viscaianum</i>	29,1	<i>O. elegans</i>	26,1	<i>Polydesmus</i> sp.	18,1
<i>O. elegans</i>	11,6	<i>V. viscaianum</i>	22,7	<i>O. elegans</i>	6,4
<i>X. vasconicum</i>	10,6	<i>G. kervillei</i>	9,6	<i>V. vicenteae</i>	6,4
<i>P. lagurus</i>	7,8	<i>V. vicenteae</i>	6,8	<i>Leptoiulus</i> sp.	6,4
<i>V. vicenteae</i>	5,1	<i>Polydesmus</i> sp.	4,5	<i>C. londinensis</i>	6,4
<i>C. vasconicum</i>	1,7	<i>X. vasconicum</i>	0,6	<i>G. kervillei</i>	5,1
<i>P. coriaceus</i>	0,7	<i>C. vasconicum</i>	0,6	<i>V. viscaianum</i>	3,9
<i>Ommatoiulus</i> sp.	0,7	<i>P. coriaceus</i>	0,6	<i>Micropolydesmide</i>	3,9
<i>G. kervillei</i>	0,3	<i>Leptoiulus</i> sp.	0,6	<i>C. vasconicum</i>	2,6
<i>Ceratosiphys</i> sp.	0,3	<i>Ommatoiulus</i> sp.	0,6	<i>H. spathifer</i>	2,6
<u>Buchenwald</u>				<i>C. parisorum</i>	2,6
<i>H. gestschmanni</i>	41,4			<i>L. armatum</i>	2,6
<i>V. viscaianum</i>	15,7			<i>Loboglomeris</i> sp.	1,3
<i>V. vicenteae</i>	15,7			<i>P. minutulus</i>	1,3
<i>X. vasconicum</i>	14,2			<i>B. dollfusi</i>	1,3
<i>O. elegans</i>	11,4				
<i>P. lagurus</i>	1,4				

Tab. 26: Dominanzrangwerte der Diplopoda-Arten

DOMINANZRANGKURVEN DER DIPLOPODA



Legende

P. RADIATA 18 J.

P. RADIATA 30 J.

MISCHWALD

FAGUS SYLVATICA

Abb. 42: Dominanzrangkurven der Diplopoda in den untersuchten Flächen:

P. radiata 18 und 30 Jahre, im Mischwald und im Buchenwald.

Eine gleichzeitige Betrachtung der Diversität ermöglicht eine differenzierte Aussage.

Die Diversität der Diplopodensynusien wurde anhand folgender Indices bestimmt, wobei die Jahresmittelwerte der Dominanz als Berechnungsgrundlage dienten: (Tab. 27).

- Margalef-Artenmannigfaltigkeit $S = a - 1/\ln N$
(N = Individuenzahl)
(a = Artenzahl)
- Simpson-Index $D = 1 - \sum (p_i)^2$; $D_{\max} = 1 - (1/a)$
- Shannon-Weaver-Index $H = - \sum p_i \ln p_i$; $H_{\max} = \ln a$
- Äquität $E = H/H_{\max}$

Flächen	Shannon-Weaver-Index			Simpson-Index		Margalef-Ind.
	H	H _{max}	E	D	D _{max}	
<i>P. radiata</i> (18 Jahre)	1,742	2,398	0,726	0,781	0,91	4,05
<i>P. radiata</i> (30 Jahre)	1,738	2,398	0,725	0,791	0,91	4,44
Mischwald	2,333	2,773	0,841	0,859	0,937	7,95
Buchenwald	1,533	1,792	0,855	0,746	0,833	2,70

Tab.27: Diversitäts-Indices der untersuchten Flächen.

Die höchste Diversität hat immer der Mischwald, es folgen mit ebenfalls beträchtlich hohen Diversitäts-Indices die mittelalte Aufforstungsfläche und mit geringer Differenz die ältere Fläche. Die geringste Diversität besitzt der Buchenwald, andererseits wird im Buchenwald die höchste Äquität gefunden ($E = 0,855$).

Die Indices von Margalef und von Simpson sind für den älteren Kiefernforst immer etwas höher als für die mittlere Fläche, die durch die Gewichtung verschiedener Charakteristika verursacht sind.

Der hohe Diversitäts-Index auf der Mischwaldfläche wird um so eindrucksvoller, wenn man die geringere Probenzahl (28) und die gesamte Individuenmenge (77) berücksichtigt und sie mit den Werten auf den Aufforstungsflächen vergleicht (110 Proben und 294 bzw. 170 Individuen).

Ein Vergleich des niedrigeren Diversitäts-Index im Buchenwald mit dem der Aufforstungsflächen muß auch relativiert gesehen werden. Da er sich ähnlich wie im Mischwald, auf eine viel kleinere Fläche und Individuenzahl bezieht.

Im Sinne von Margalef (1982) ist die Diversität allein ein schwacher Organisationsindex. Seine Aussagekraft erhöht und vervollständigt sich, wenn die Ausdehnung (Fläche) und der Zeitraum berücksichtigt werden.

Die obengenannten Ergebnisse bestätigen, daß der Diversitäts-Index allein nicht ausreicht, um die Lebensgemeinschaft zu charakterisieren. Die zusätzliche Betrachtung anderer Parameter bietet weitere Möglichkeiten für eine differenziertere Aussage.

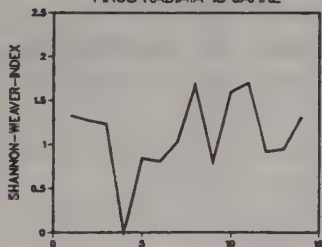
Bei der jahreszeitlichen Betrachtung des Shannon-Weaver-Index H (Abb. 43) lassen sich große Schwankungen in den *Pinus radiata*-Beständen erkennen, mit maximalen Werten für die mittlere Fläche im Winter und im Frühling und für die 30-jährige Fläche im Frühling.

Der Buchenwald hat eine maximale Diversität im Winter und der Mischwald im Frühling, erreicht hier jedoch nicht die aus den Jahreswerten errechnete Diversität von 2,333.

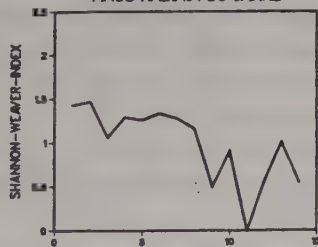
Generell lassen sich höhere Diversitäten in Winter und Frühling erkennen, gerade die Zeit, in der die meisten Diplopoden-Arten die höchsten Abundanzen aufweisen.

JAHRESZEITLICHE DIVERSITÄT DER DIPLOPODA

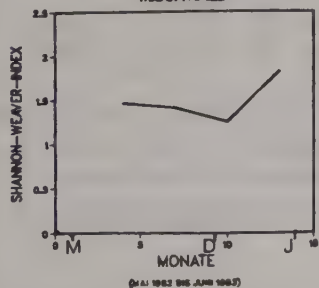
SHANNON-WEAVER-INDEX IM JAHRESVERLAUF
PINUS RADIATA 18 JAHRE



SHANNON-WEAVER-INDEX IM JAHRESVERLAUF
PINUS RADIATA 30 JAHRE



SHANNON-WEAVER-INDEX IM JAHRESVERLAUF
MISCHWALD



SHANNON-WEAVER-INDEX IM JAHRESVERLAUF
FAGUS SYLVATICA

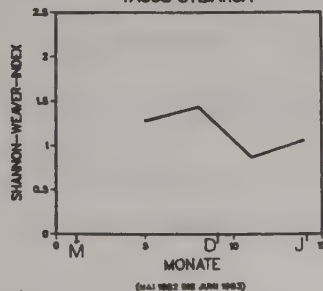


Abb. 43: Diversitätsentwicklung im Jahresverlauf.

3.5 Flächen-Vergleich

In der Ökologie werden verschiedene Indices benutzt, um die Similarität im Artenbestand von Lebensgemeinschaften festzustellen.

Die geläufigsten Ähnlichkeitsindices prüfen entweder die Artenidentität (Sörensen-Index; Jaccard-Index) oder die Dominantenidentität (Renkonen-Zahl) oder auch die Konstantenidentität (Kulczynskische-Zahl).

Für den Vergleich der hier untersuchten Flächen wurden der Sörensen-Index und die Renkonen-Zahl gewählt:

Sörensen-Index $S = 2c/a+b$

Renkonen-Zahl Für jeden Bestand werden die Dominanzwerte der ihnen gemeinsamen Arten ermitteln und die jeweils geringsten Werte addiert.

Ein Vergleich der Flächen durch die Feststellung der Konstantenidentität wäre nicht sinnvoll gewesen, da die Frequenz der verschiedenen Arten zu gering ist, um aussagekräftige Ergebnisse abzuleiten (Tab. 23).

Tab. 28 zeigt die Ähnlichkeitsmatrix der Arten- und Dominantenidentität der Diplopodenfauna in den untersuchten Flächen. Beide Indices führen zu ähnlichen Ergebnissen.

Die größte Ähnlichkeit zeigen die Flächen B und C (Aufforstungsflächen). Am unähnlichsten sind Buchenwald und Mischwald.

SÖRENSEN-INDEX				
	R	C	Mischwald	Buchenwald
B		0,81	0,44	0,58
C	54,32		0,51	0,58
Mischwald	35,54	27,44		0,27
Buchenwald	44,20	35,87	16,7	
RENKONEN-ZAHL				

Tab. 28: Ähnlichkeitsmatrix der Arten- und Dominantenidentitäten.

Deutlicher wird die Ähnlichkeitsrangfolge anhand der Dendrogramme nach Mountford (1962), (Abb. 44).

Die Verzweigungen des Sörensen-Bäumchens liegen auf höherem Niveau als die des Renkonen-Bäumchens, d.h. die Artenidentität zwischen den Flächen ist generell höher als die Dominantenidentität.

Die Renkonen-Zahl macht eine differenziertere Aussage und reflektiert besser die tatsächlichen Unterschiede zwischen den Synusien, (s. Dominanzwerte aus Tab. 26).

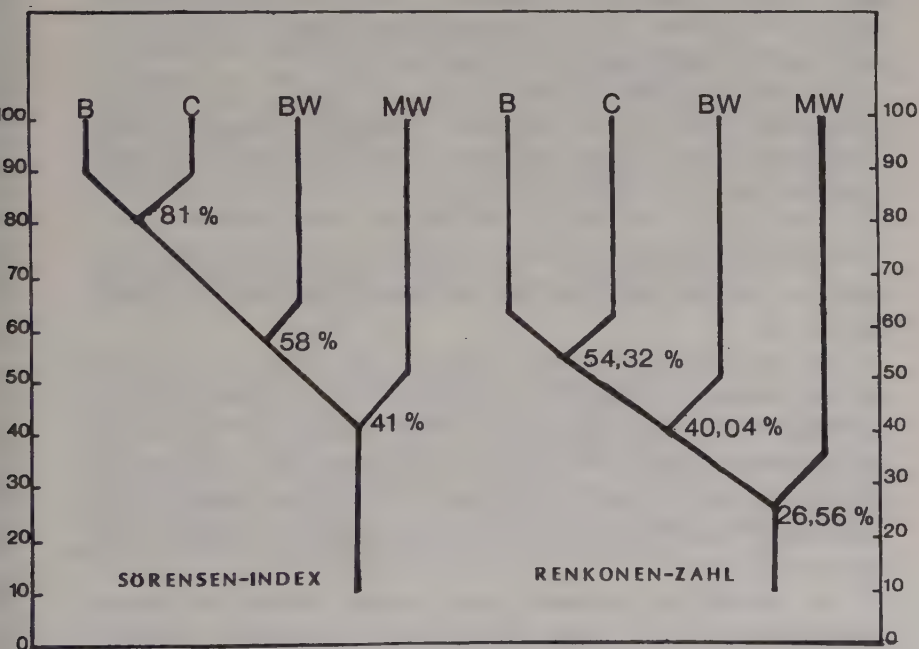


Abb. 44: Similaritäts-Dendrogramme

(B=*P. radiata* 18 Jahre; C=*P. radiata* 30 Jahre,
BW=Buchenwald; MW=Mischwald)

4. DISKUSSION

Die gefundenen Diplopoda-Abundanzen sind erheblich höher als die aus verschiedenen Nadelwäldern der temperierten Zone bisher berichteten. Sie sind zum Teil auch höher als die für Laubwälder angegebenen (s. Tab. 25 und 3.3.1.), obwohl nicht unbedingt optimale Bedingungen für die Entwicklung von Diplopoda gegeben sind (niedriger pH-Wert und geringe Ca-Verfügbarkeit, s. Diskussion Kap. III, S. 143).

Die Diplopoda sind vor allem an höhere Feuchtigkeit und reichliches Porenvolumen gebunden (Greitschy 1952). Mindestens die Feuchtigkeit dürfte generell unter den herrschenden Klimaverhältnissen kein limitierender Faktor sein. In dem sonnenexponierten Bestand (Fläche I) ist wohl deshalb die Individuendichte erheblich niedriger.

Fünf neue Diplopoda-Arten, davon eine neue Gattung, und eine neue Untergattung, sind in den untersuchten Beständen gefunden worden. Weitere sechs Arten konnten aufgrund des Fehlens adulter männlicher Tiere nicht bis zur Art determiniert werden.

Die Feststellung so vieler neuer dominanter Arten bzw. Gattungen zeigt, daß die Diplopoden-Fauna des spanisches Baskenlandes noch wenig erforscht ist.

Von der Südseite der Pyrenäen (Spanien) sind ca. 60 Arten bekannt, von der Nordseite (Frankreich) 114 Arten. Ein Drittel der 60 Arten der südlichen Pyrenäen sind Höhlenbewohner, dem gegenüber ein Sechstel auf der französischen Seite. Das zeigt, daß abgesehen von dem milderen Klima, das auch die Besiedlung von Höhlen mit Sicherheit erleichtert, die epigäischen Diplopoden auf der spanische Seite weniger untersucht worden sind (Mauries 1974).

Die meisten der gefundenen Arten werden erstmalig für Spanien nachgewiesen. Dies gilt sowohl für die bislang unbekannten Arten, wie auch für die schon beschriebenen. Diese waren jedoch bis jetzt lediglich in den französischen Pyrenäen bzw. in Nord- und Westeuropa gefunden worden, mit Ausnahme von *Polyxenus lagurus*, der eine große Verbreitung aufweist (ganz Europa, Nordafrika, Sahara).

Die Artenzahl ist in den meisten meiner untersuchten Flächen hoch verglichen mit den Ergebnissen anderen Autoren. Trotzdem ist es möglich, daß das Artenspektrum nicht vollständig erfaßt worden ist, da die Anwendung einer einzigen Probenahme-Methode für die Erfassung des gesamten Artenspektrum generell nicht ausreichend ist (Phillipson 1984, Pedrolí-Christen 1981).

Von den insgesamt 22 Arten sind in den beiden älteren Aufforstungsflächen jeweils 11 Arten vertreten. Nur 2 sporadisch auftretende Arten (*Cerathosphys* sp. und *Leptoiulus* sp.) kommen nicht auf beiden Flächen gemeinsam vor.

Die besten Bedingungen für die Diplopoda-Synusien hat der junge Mischwald (ca 30 Jahre), wie aufgrund der hohen Artenzahl (16) anzunehmen ist. Dieses Ergebnis ist sicher auf die Stratifizierung der Vegetation und auf die Paliabilität der Nahrungsressourcen zurückzuführen. Die mittlere Aufforstungsfläche (B) hat auch im Vergleich mit der älteren Fläche C eine gut entwickelte Unterwuchsvegetation. B unterscheidet sich von C jedoch nicht in der Artenzahl sondern lediglich in einer höheren Individuendichte (83 Ind/m² in Fläche B gegenüber 50 Ind/m² auf Fläche C).

Der Buchenwald hat die niedrigste Artenzahl (6 bzw. 7, s. S. 163). Diese ist jedoch sicher nicht repräsentativ für die naturnahen Buchenwälder dieser Gebiete, da die Untersuchungsfläche selbst nicht repräsentativ ist. Sie ist ein winziger Rest-Wald umgeben von Kiefernforsten, den ein Weg durchquert, der recht frequentiert ist. Intaktere Buchenwälder waren in der Nähe der übrigen Untersuchungsflächen nicht zu finden.

Trotz dieser nicht optimalen Bedingungen ist die hier eudominante Art, *Hirudisoma* aff. *gestschmanni*, nur auf dieser Fläche gefunden worden.

Fast alle Arten, ausgenommen *P. lagurus* und drei weitere sporadische bis subrezedente Arten, die in den Kiefernforsten vorkommen, sind auch im Mischwald gefunden worden. Dagegen kommen im Mischwald auch neun Arten vor, die in den Aufforstungsflächen nicht auftreten, unter anderem die dominante Art im Mischwald (*Adenomeris viscaiana*). Eine so große Differenz ist schon festzustellen, obwohl viel weniger Bodenproben aus dieser Fläche genommen worden sind (28 gegenüber 110).

Für das Fehlen von *P. lagurus* im Mischwald (dominant bis subdominant in den Aufforstungsflächen) gibt es keine plausible Erklärung, da sie an sich eine kosmopolitische Art ist, die überall anzutreffen ist.

Die durch Kahlschlag und weitere mechanische Bearbeitung des Waldbodens verursachte drastische Habitatveränderung, wirkt sich auf die Diplopoda sehr negativ aus.

Dies belegen die Befunde aus dem 8-jährigen *P. radiata*-Bestand, wo nur 2 Diplopoda-Arten (*P. lagurus* und *X. vasconicum*) mit je einem Individuum während des ganzen Untersuchungszeitraumes gefunden wurden. Hierzu wäre zu bemerken, daß bei der Untersuchung der Auswirkung von Kahlschlag auf die Bodentiere lediglich diese beiden Arten anzutreffen waren. Das kann Zufall sein, es ist aber auch möglich, daß gerade diese beiden Arten die Streßsituation besser bewältigen können.

Wie schon in der Diskussion des dritten Kapitels erwähnt wurde, besteht eine Sukzession der Fauna (in diesem Falle der Diplopoda) vom Kahlschlag bis hin zu älteren Aufforstungsflächen, ausgehend von einem fast vollkommenen Verschwinden der Diplopoda infolge der mechanischen Zerstörung ihres Habitats bis zur Neubildung einer Streuschicht, wo die Tausendfüßler geeignete Bedingungen für ihre Entwicklung vorfinden können.

Dazu berichtet Rubcova (1967), daß die Verbreitung der Diplopoda von der Qualität und Quantität der Streu bestimmt wird, während die der Chilopoda von den physikalischen Bedingungen abhängt.

Die Sukzession von der 18- zur 30-jährigen Fläche wird bei Stagnation der Artenzahl lediglich durch eine Verschiebung der Dominanzen charakterisiert.

Die mittlere Abundanz ist auf der 18-jährigen Fläche viel höher als auf der 30-jährigen. Hierfür gelten dieselben Überlegungen wie für die Betrachtung der Sukzession der übrigen Makrofauna (s.S. 145). Es wurde nämlich in Frage gestellt, ob die erzielten Ergebnisse als Resultat der Sukzession oder der unterschiedlichen forstwirtschaftlichen Maßnahmen anzusehen wären.

Die Dominanzstrukturen (Dominanzrangkurven) beider Aufforstungsflächen zeigen keinen großen Unterschied und deuten beide auf ein mittleres Sukzessionsstadium hin.

Auch die Betrachtung verschiedener Diversitäts-Indices zeigt minimale Differenzen zwischen beiden Flächen. Die Indices nach Simpson bzw. Margalef ergeben eine etwas höhere Diversität für die ältere Fläche (C). Der Shannon-Weaver-Index dagegen ist für die mittlere Fläche (B) etwas höher.

Der Mischwald hat nach allen drei Indices die höchste Diversität.

Der Flächenvergleich mit Hilfe der Arten- bzw. Dominantenidentität bestätigt die Deutungen anhand der bis jetzt angesprochenen Parameter. Sowohl hinsichtlich der Arten- als auch hinsichtlich der Dominantenidentität besteht zwischen den beiden Aufforstungsflächen eine größere Übereinstimmung als zwischen diesen und dem Mischwald.

Zusammenfassend kann man für die Diplopoda feststellen,

- daß sie sehr empfindlich auf Kahlschlag und Veränderungen ihres Habitats reagieren, und sich womöglich, im Sinne von Mauries (1974) als gute ökologische Indikatoren eignen können,
- daß sie sehr lange Zeit brauchen, um nach einer Störung durch Kahlschlag wieder die ursprünglichen Abundanzen sowie das ursprüngliche Artenspektrum zu erreichen,
- daß ihre Entwicklung mit der allmählichen Bildung einer Streuschicht verknüpft ist,
- daß mit dem Alter der Aufforstungsflächen eine deutliche Abnahme der Abundanzen festzustellen ist, wobei die Frage, ob diese Abnahme eine Folge der Sukzession ist, offen bleibt,
- daß die Craspedosomatida die bestangepaßte Gruppe in diesen allochthonen Koniferen-Wäldern ist, besonders zwei Arten *V. viscaianum* und *O. elegans*,
- daß in Bezug auf die Abundanzen keine großen Unterschiede zu den Verhältnissen in Beständen mit der potentielle natürlichen Vegetation zu beobachten sind,
- daß im Vergleich mit dem Mischwald die Kiefernforste eine Verarmung und Sympfifizierung der Synusie verursachen, wie sich in der viel höheren Diversität des Mischwaldes ausdrückt.

5. ZUSAMMENFASSUNG

Die Diplopoda-Synusien in *Pinus radiata*-Aufforstungsflächen verschiedenen Alters und in zwei Referenzflächen (Mischwald und Buchenwald) wurden untersucht.

Fünf neue Diplopoda-Arten, darunter eine neue Gattung und eine Untergattung, sind in den untersuchten Beständen gefunden worden. Insgesamt wurden 22 Arten festgestellt. Der Mischwald hat die höchste Artenzahl (16) und der Buchenwald die niedrigste (6 bzw. 7). In den älteren Aufforstungsflächen sind jeweils 11 Arten vertreten. In der jüngeren Fläche sind nur 2 Arten gefunden worden mit jeweils 1 Individuum.

Die gefundenen Diplopoda-Abundanzen sind erheblich höher als die aus verschiedenen Nadelwäldern der temperierten Zone bisher berichteten. Die Craspedosomatida dominieren in den älteren Aufforstungsflächen. Die Glomerida (*Adenomeris viscaiana* n.sp.) im Mischwald und die Polyzoniida (*Hirudisoma* att. *geschtmanni*) im Buchenwald.

Der Kahlschlag wirkt sich sehr negativ auf die Diplopoda aus. In der jüngeren Fläche (8 Jahre nach Kahlschlag) sind die Diplopoda kaum vertreten.

Es besteht eine Sukzession der Diplopoda von Kahlschlag bis hin zu älteren Aufforstungsflächen. Ausgehend von einer fast vollkommenen Zerstörung ihres Habitats bis zur Neubildung einer Streuschicht, in der die Diplopoda geeignete Bedingungen für ihre Entwicklung vorfinden.

Obwohl eine Erholung der Diplopoda-Synusien im Laufe der Sukzession festzustellen ist, erreichen diese nach 30 Jahren nicht die Vielfältigkeit der Diplopoda-Synusien des Mischwaldes. Sie drückt sich in einer viel höheren Diversität im Mischwald aus.

V. SCHLUBFOLGERUNG

Die im Rahmen dieser Arbeit gewonnenen Ergebnisse zeigen, daß eine sehr hohe Streu-Akkumulation (Nährstoff-Retention) am Waldboden unter 30-jährigen *Pinus radiata*-Beständen stattfindet. Diese hohe Akkumulation wird nicht durch einen entsprechend größeren Streu-Fall, sondern durch eine langsame Nährstoff-Freisetzungsrate verursacht.

Diese Feststellung bekommt besondere Bedeutung, wenn man beachtet, daß das schnelle Wachstum dieser Koniferen eine große Nachfrage an Nährstoffen beinhaltet (Stout 1975), und daß eine Störung des Nährstoff-Kreislaufes die Produktivität der Bäume erheblich reduzieren kann (Lutz & Chandel (1946) in Will et al. (1976)). Über Produktivitätsverluste nach der 2. Generation ist mehrfach aus Australien und Neuseeland berichtet worden (Hamilton (1965), Keeves (1966), Florence et al. (1975), Spain (1975), Feller (1978), Flinn (1980)), hauptsächlich bei Böden geringer Fertilität.

Diese Realität begründet bei der großen ökonomischen Bedeutung der Forstwirtschaft im Baskenland und der fast totalen *Pinus radiata*-Monokultur in der atlantischen Zone die Notwendigkeit gezielter Untersuchungen über den Nährstoff- und Wasserkreislauf, um auf auch hier mögliche Fertilitätsverluste des Waldbodens rechtzeitig aufmerksam machen zu können.

Für die zuständigen Institutionen resultiert daraus die Verantwortung, die nachhaltige Nutzbarkeit dieser anthropogene Ökosysteme zu sichern.

Eine besondere Bedeutung erhält dabei die Fragestellung, welche biotischen, abiotischen und silvikulturalen Faktoren diesen Prozess beeinflussen.

Die in dieser Arbeit dargestellten Befunde sprechen dafür, daß sich die im Baskenland üblichen forstwirtschaftlichen Maßnahmen sehr negativ auf die Bodenmakrofauna auswirken, indem sie unter anderen einen Verlust an Bioretentions-Vermögen bedeuten. In diesem Zusammenhang vermuten Florence & Lamb (l.c.), daß der Produktivitätsverlust von *P. radiata*-Beständen auf Sandböden in Australien durch eine Reduktion

der Zahl oder Diversität der streuabbauenden Organismen verursacht wird. Auch andere Autoren nehmen an, daß ein Zusammenhang zwischen der Saprophagen-Synusie und dem Produktivitätsverlust in exotischen Koniferenaufforstungen besteht (Gadgil (l.c.) und Spain (l.c.)).

Es gibt zwar in baskischen Kiefernforsten eine Erholung der Bodenzönose im Laufe der Sukzession, es scheint aber auch deutlich zu sein, daß die Sukzession einen eigenständigen Weg geht und zu einem speziellen *P. radiata*-Waldökosystem führt, das wenig mit den autochthonen Waldökosystemen dieser Region gemeinsam hat und eine Simplifizierung im Vergleich zu diesen bedeutet.

In dieser Arbeit ist deutlich geworden, daß die Kiefernforste verglichen mit dem Mischwald eine Verarmung der Synusien der Diplopoda und Lumbricidae verursachen. Würde für die anderen Komponenten der Bodenfauna derselbe Trend bestätigt, bedeutete dies eine Einschränkung der Pufferkapazität des Gesamtökosystems. Eine genaue Betrachtung der restlichen Tiergruppen ist in diesem Zusammenhang erforderlich.

Der Artenreichtum der Diplopoda im Mischwald im Vergleich zu den Kiefernforsten bekräftigt die Notwendigkeit, naturnahe Ökosysteme zu erhalten und neue zu schaffen, die günstige Mikrohabitate für eine Vielfalt von Arten bieten, die in den *Pinus radiata*-Monokulturen nicht geboten werden.

VI. LITERATUR

- ABRAHAMSEN, G. 1972: Ecological Study of Lumbricidae in Norwegian coniferous forest soils. *Pedobiol.* 12, 267-281.
- ALBERT, A.M. 1979: Chilopoda as part of the Predatory Macroarthropod Fauna in Forest: Abundance, Life-cycle, Biomass and Metabolism. In: *Myriapod biology* (Ed. M. Camatini). Acad. Press, New York, London, 215-231.
- ALBERT, A.M. 1982: Species spectrum and dispersion patterns of chilopods in three Solling habitats. *Pedobiol.* 23, 337-347.
- ALBERT, R. 1976: Zusammensetzung und Vertikalverteilung der Spinnenfauna in Buchenwäldern des Solling. *Faun. Ökol. Mitt.* 5, 65-80.
- ALLEN, S.E., GRIMSHAW, H.M., PARKINSON, J.A. QUARMBY, CH. 1974: *Chemical Analysis of Ecological Material*. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- ALTMÜLLER, R. 1976: Zum Energieumsatz von Dipterenpopulationen im Buchenwald. Dissertation, Göttingen.
- ALVERA, B. 1973: Estudios en bosques de coníferas del Pirineo Central. Serie A: Pinar con acebo de San Juan de la Pena: 1) Producción de hojarasca. *Pirineos* 109, 17-29. Jaca.
- ANDERSSON, F. 1980: Ecosystem research within the swedish coniferous forest project. In: *Structure and Function of Northern Coniferous Forest-An Ecosystem Study*. *Ecol. Bull* (Stockholm) 32: 11-23.
- ARANZADI, 1981: Estudio ecológico y económico de las repoblaciones de coníferas exóticas en el País Vasco. *Caja Laboral Popular*, Tomo I-II-III.
- ASCACIBAR, J. 1981: *Historia Forestal del País Vasco*. Mendiak 1: 60-75. ETOR. San Sebastian.
- ASHRAF, M. 1971: Influence of environmental factors on Collembola. *Rev. Ecol. Biol. Sol.* 8: 243-252.
- ATTEMs, C. 1926: Myriapoda. In: *Handbuch der Zoologie*. Kükenthal & Krumbach (Eds.) Vol 4, pp. 1-402.
- ATTIWILL, P.M. 1968: The loss of elements from decomposing litter. *Ecology*, Vol. 49, No. 1, 142-145.
- AUSSENAC, G. 1969: Production de litière dans divers peuplements forestiers de l'Est de la France. *Oecol. Plantarum* IV, 225-236.

- BALLARD, R. & WILL G.M. 1981: Accumulation of organic matter and mineral nutrients under a *P. radiata* stand. *New Zealand Journal of Forestry Science* 11(2), 145-151.
- BLANDIN, P., ABBADIE, L., COURAULT, S., GARAY, I., GEOFFROY, J.J. 1980: Etude d'écosystème forestier mixte. I. Climat, structure de la végétation et retombées de litière. *Rev. Ecol. Biol. Sol.* 17 (2), 181-198.
- BLOWER, J.G. 1970: The millipedes of a Cheshire wood. *J. Zool., Lond.* 160, 455-496.
- BOCOCK K.L. & GILBERT, M. 1957: The disappearance of leaf litter under different woodland conditions. *Plant and Soil* IX, no. 2.
- BORMANN, F.H. & LIKENS, G.E. 1979: Pattern and process in a forested ecosystem. Springer Verlag.
- BORNEBUSCH, C.H. 1930: The fauna of the forest soil. *Forstl. Forsoksv. Danmark* 11, 1-225.
- BOUCHÉ, M. 1972: Lumbriciens de France. *Inst. Nat. Recherche Agronomique, Paris.*
- BOUCHÉ, M. 1977: Strategies lombriciennes. In: Soil organisms as components of Ecosystems. *Ecol. Bull (Stockholm)* 25, 122-132.
- BRAUN-BLANQUET, J. 1964: Pflanzensoziologie, Gründzüge der Vegetationskunde. Wien, New York, 865 pp.
- BRAUN-BLANQUET, J. 1966-1967: Vegetationsskizzen aus dem Baskenland mit Ausblicken auf das weitere Ibero-atlantikum.(I-II). *Vegetatio* 13, 117-147 und *Vegetatio* 14, 1-126.
- BRAY, J.R. & GORHAM, E. 1964: Litter production in forest of the world. *Adv. Ecol. Res.* 2, 101-157.
- BROLEMAN, H.W. 1935: Myriapodes diplopodes (Chilognathes I). In: *Fauna de France*, no. 29, pp. 1-369.
- CRITCHLEY, B.R., COOK A.G., CRITCHLEY, U., PERFECT, T.J., RUSSELL-SMITH, A. & YEADON, R. 1979: Effects of bush clearing and soil cultivation on the invertebrate fauna of a forest soil in the humid tropics. *Pedobiol.* 19, 425-438.
- DEMANGE, J.M. 1981: Les Mille-Pattes (Myriapodes). Société nouvelles des Editions Boubée. Paris.
- DEMOLON, A. & LEDOUX, D. 1952: Guide pour l'étude expérimental des sols. Ed. Gauthier Villars, Paris.

- DIAZ COSIN, D., MORENO, A., JESUS, J. 1980: Lombrices de tierra de la Peninsula Iberica, Baleares y Canarias. Inventario y citas. Bol. R. Soc. Espanola Hist. Nat. 78, 77-98.
- DIAZ COSIN, D. 1983: Lombrices de tierra de Valdecuna (Mieres, Asturias). Trabajos Compost. Biologia 10, 45-52.
- DIAZ GONZALEZ, T.E. 1975: La vegetacion del litoral occidental asturiano. Revista de la Facultad de Ciencias XVI (2): 369-545. Oviedo.
- van der DRIFT, J. 1951: Analysis of the animal community of a beech forest floor. Tijdschr. Ent. 94, 1-168.
- DUCHAUFOUR, Ph. 1960: Précis de Pedologie. Masson edit., Paris
- DUNGER, W. 1967: Die Entwicklung der Makro- und Megafauna in rekultivierten Haldenböden. In: Prog. Soil Biol.. Ed. O. Graff, 340-352.
- DUNGER, W. 1969: Über den Anteil der Arthropoden an der Umsetzung des Bestandesabfalles in Anfangs-Bodenbildungen. Pedobiol. 9, 366-371.
- DUNGER, W., DUNGER, I., ENGELMANN, H.D., SCHNEIDER, R. 1972: Untersuchungen zur Langzeitwirkung von Industrie-Emissionen auf Boden, Vegetation und Bodenfauna des Neitzetales bei Ostritz/Oberlausitz. Abh. Ber. Natur. Görlitz 47: 1-40.
- DUNGER, W. 1974: Tiere im Boden. Die Neue Brehm-Bücherei. Ziemsen Verlag. Wittenber Lutherstadt.
- DUNGER, W. 1978: Parameter der Bodenfauna in einer Catena von Rasen-Ökosystemen. Pedobiol. 18, 310-340.
- DUVIGNEAU, P. et al. 1972: Bull. Soc. Roy. Bot. Belg. 105(1), 183-195.
- ECHEZARRETA, P. 1980: Cambios en las Sinusias de Lumbricidos (Oligocheata, Lumbricidae) en las plantaciones de coniferas exoticas en el Pais Vasco (Guipuzcoa). In: Estudio Ecologico y Economico de las repoblaciones de coniferas exoticas en el Pais vasco, Aranzadi. Tomo II, p. 695-768.
- EDWARDS, C.A. & FLETCHER, K.E. 1971: A comparison of extraction methods for terrestrial arthropods. In: Phillipson, J. (ed.), Methods of study in quantitative soil ecology: population, production and energy flow. IBP Handbook 18, 150-185.
- EGGERT, U. 1982: Vorkommen und Verbreitung der Regenwürmer des Naturparks "Hoher Vogelsberg". Beitr. Naturicae. Osthessen 18, 61-100.
- ELLENBERG, H. (Ed.) 1967: Internationales Biologisches Programm. Beiträge der Bundesrepublik Deutschland. DFG (Bad Godesberg), 28 S.

- ELLIOTT, H.J. 1972: The role of millipedes in the decomposition of *P. radiata* litter in the Australian capital territory. Aust. For. Res. Vol 4(3), 3-10.
- ENGELMANN, H.D. 1978: Zur Dominanzklassifizierung von Bodenarthropoden. Pedobiol. 18, 378-380.
- FELLER, M.C. 1978: Nutrient movement into soils beneath eucalypt and exotic conifer forest in southern Victoria. Austral. J. of Ecology 3, 357-372.
- FLINN, D.W., SQUIRE, R.O. & FARRELL, P.W. 1980: The role of organic matter in the maintenance of site productivity on sandy soils. N. Z. Journal of Forestry 52(2), 229-236.
- FLOGAITIS, E. 1984: Le peuplement de Macroarthropodes edaphiques d'une forêt tempérée mixte: Composition, phenologie et organisation spatiale. Pedobiol. 26, 1-14.
- FLORENCE, R.G. & LAMB, D. 1970: Litter decomposition and nutrient release in *Pinus radiata* Plantations. Paper 1. 2nd Radiata pine Symposium, Australian National University, Canberra, August 1970.
- FLORENCE, R.G. & LAMB, D. 1974: Influence of stand and site on radiata pine litter in South Australia. N. Z. J. For. Sci. 4(3), 502-510.
- FLORENCE, R.G. & LAMB, D. 1975: Ecosystem processes and the management of radiata pine forest in sand dunes in South Australia. Proceedings Ecological Society of Australia 9, 34-48.
- FORREST, W.G. & OVINGTON, J.D. 1970: Organic matter changes in an age series of *P. radiata* plantations. J. of Applied Ecology, 7(1), 177-186.
- FRÜND, H.C. 1983: Untersuchungen zur Koexistenz verschiedener Chilopodenarten im Waldboden. Dissertation Universität Würzburg.
- FUNKE, W. 1983: Arthropodengesellschaften mitteleuropäischer Wälder. Abundanz und Biomasse- Eklektorfauna. Verh. Ges. Ökologie XI- 111-129.
- GABBUTT, P.D. 1967: Quantitative sampling of the pseudoscorpion *Chthonius ischnochels* from beech litter. J. Zool. Lond., 469-478.
- GADGIL, R.L. & GADGIL P.D. 1971: Micorrhiza and litter decomposition. Nature 233, 133.
- GADGIL, R.L. & GADGIL P.D. 1975: Suppression of litter decomposition by micorrhizal roots of *P. radiata*. N. Z. J. For. Sci. 5(1), 33-41.
- GADGIL, R.L. & GADGIL P.D. 1978: Influence of clearfelling on decomposition of *P. radiata* litter. N. Z. J. For. Sci. 8(2), 213-224.
- GANDULLO, J.M., GONZALEZ, S., SANCHEZ, O. 1974: Ecología de los pinares españoles. IV- *Pinus radiata* D. Don. Ministerio de Agricultura. Instituto Nacional de Investigaciones agrarias. Madrid.

- GEOFFROY, J.J. 1981: Étude d'un écosystème forestier mixte. III. Traits généraux du peuplement de Macroarthropodes édaphiques. Rev. Ecol. Biol. Sol. 18(1), 39-58.
- GEOFFROY, J.J. 1981: Etude d'un écosystème forestier mixte. V. Diplopodes édaphiques. Rev. Ecol. Biol. Sol. 18(3), 357-372.
- GHILAROV, M.S. 1967: Abundanz, mass and vertical distribution of soil animals in different zones. In: Secondary productivity of terrestrial ecosystems. Petrusevicz, K. (ed.), II, 611-629. Warszawa.
- GHILAROV, M.S. 1971: Invertebrates which destroy the forest litter and ways to increase their activity. In: Productivity of forest ecosystems. Unesco. Proc. Brussels Symp. 433-442.
- GHILAROV, M.S. & PEREL, T.S. 1971: Soil fauna in mixed coniferous-deciduous broadleaved forest of Southern Primorie (Soviet Far East). Pedobiol. 11, 240-261.
- GHILAROV, M.S. 1979: Soil fauna of Brown soils in the Caucasus beech and fir mixed forest and some oder communities. Pedobiol. 19, 408-424.
- GRAFF, O. 1953: Die Regenwürmer Deutschland. Schriftr. Forsch. Inst. Landw. H 7
- GRETSCHY, G. 1952: Die Sukzession der Bodentiere auf Fichtenschlägen. Veröffentlichungen der Bundesanstalt für alpine Landwirtschaft in Admont 6, 25-85.
- GRUNERT, F. 1964: Der biologische Stoffkreislauf in Kiefern-Buchen-Mischbeständen und Kiefernbeständen. O.R. 8e. Congr. Int. Sci. Sol, Vol. 3, 811-822.
- GUINEA, E. 1949: Vizcaya y su paisaje natural. Junta Cultural de Vizcaya. 432 pg. Bilbao
- GUSTAFSON, F.G. 1943: Decomposition of the leaves of some forest trees under field conditions. Plant Physiologie 18, 704-707.
- HAMILTON, C.D. 1965: Changes in the soil under *Pinus radiata*. Australien Forestry 29, 275-289.
- HARTMANN, P. 1979: Biologisch-ökologische Untersuchungen an Staphilinidenpopulationen verschiedener Ökosysteme des Solling. Dissertation, Universität Göttingen.

- HUHTA, V. 1967: Effect of silvicultural practices upon arthropod, annelid and nematode populations in coniferous forest soil. *Ann. Zool. Fennici* 4, 107-135.
- HUHTA, V. & KOSKENNIEMI, A. 1975: Number, biomass and community respiration of soil invertebrates in spruce forest at two latitudes in Finland. *Ann. Zool. Fennici* 12, 164-182.
- HUHTA, V. 1976: Effects of clear-cutting on number, biomass and community respiration of soil invertebrates. *Ann. Zool. Fennici* 13, 63-80.
- JESUS, J.B. 1981: Lombrices de tierra de la Vega de Aranjuez. *Rev. Ecol. Biol. Sol.*, 18, 507-519.
- KÄHLER, W.M. 1984: SPSS, Einführung in das Datenanalyse System. Vieweg & Sohn, Braunschweig.
- KEEVES, A. 1966: Some evidence of loss of productivity with successive rotations of *P. radiata* in the South east of South Australia. *Australian Forestry* 30: 51-63.
- KEMPSON, D., LLOYD, M. & GHELARDI, K. 1963: A new extractor for woodland litter. *Pedobiol.* 3, 1-21.
- KITAZAWA, Y. 1971: Biological regionality of the soil fauna and its function in forest ecosystem types. In: *Productivity of forest ecosystems*. Unesco. Proc. Brussels Symp. 1969. 485-497.
- KOEHLER, H. 1984: Methodische, ökologische und experimentelle Untersuchungen zur Sukzession der Mesofauna der Abdeckschicht einer Bauschuttdeponie unter besonderer Berücksichtigung der Gamasina (Acari, Parasitiformes). Dissertation, Universität Bremen.
- LAATSCH, W. 1967: Beziehungen zwischen Standort, Ernährungszustand and Wuchsleistung von Kiefernauaufforstungen im Mittelmeergebiet. *Forstw. Centralblatt*, 2C2895F, 69-81.
- LAMB, D. & FLORENCE, R.C. 1975: Influence of soil type on the nitrogen and phosphorus content of radiata pine litter. *N.Z.J.For.Sci.* 5(2), 143-151.
- LAMB, D. 1975: Patterns of nitrogen mineralization in the forest floor of stands of *P. radiata* on different soils. *J. Ecology* 63, 615-625.
- LAMB, D. 1976: Decomposition of organic matter on the forest floor of *P. radiata*-plantations. *J. of Soil Sci.* 27, 206-217.
- LEBRUN, P. 1971: Ecologie et biocenotique de quelques peuplements d'Arthropodes edaphiques. *Mem. Inst. Roy. Sc. Nat. Belgique* 165, 1-203.

- LEITINGER-MIKOLETZKY, E. 1940: Tiersukzession auf Fichtenschlägen. Zool. Jb. Abt. Syst. Oekol. u. Geogr. der Tiere. Bd. 73, H. 516.
- LOIDI, X. 1981: Estudio de la flora y vegetación de las Cuencas de los ríos Deva y Urola en la provincia de Guipuzcoa. Tesis doctoral. Madrid.
- MACARTHUR, R. 1960: On the relative abundance of species. American Naturalist 94, 25-36.
- MACBRAYE, J.F. & REICHLE, D.E. 1971: Trophic structure and feeding rates of forest soil invertebrate populations. Oikos 22, 381-388.
- McCLAUGHERTY, C.A., ABER, J.D. & MELILLO, J.M. 1984: Decomposition dynamics of fine roots in forested ecosystems. Oikos 42, 378-386.
- MACFADYEN, A. 1962: Control of humidity in three funnel type extractors for soil arthropods. In: MURPHY, P.W. (ed.), Progress in Soil Biology, 158-168, Butterworths, London.
- MADGE, D.S. 1965: Study of the arthropod faune of four contrasting environments. Pedobiol. 5, 289-303.
- MADGWICK, H.A.I., JACKSON, D.S. & KNIGHT, P.J. 1977: Above-ground dry matter, energy and nutrient contents of trees in a age series of *P. radiata*-plantations. N. Z. J. of Forestry Science 7(3), 445-468.
- MANIL, G. 1971: L'edaphologie forestière. Principes et techniques de recherche. In: Productivity of forest ecosystems. Unesco. Proc. Brussels Symp.
- MARGALEF, R. 1975: Diversity, stability and maturity in natural ecosystems. In: VAN DOBBEN, W.H., LOWE-McCONNELL, R.H. (eds.), Unifying Concepts in Ecology, 151-160. Jung, Den Haag.
- MARGALEF, R. 1982: Ecologia. Ediciones Omega, S.A. Barcelona.
- MASON, C.F. 1970: Snail populations, beech litter production and the role of snails in litter decomposition. Oecologia 5, 215-239.
- MAURIES, J.P. 1974: Interêt phylogenetique et biogeographique de quelques diplopodes récemment décrits du Nord de l'Espagne. Symp. zool. Soc. London 32, 53-63.
- MAY, R.M. 1975: Stability in ecosystems: some comments. In: VAN DOBBEN, W.H., LOWE-McCONNELL, R.H. (eds.), Unifying Concepts in Ecology, 161-168. Jung, Den Haag.

- MEDWECKA-KORNAS, A. 1970: Litter production. In: PHILLIPSON, J. (ed.), *Methods of study in soil ecology*. Unesco. 139-142.
- MEYER, E., SCHARZENBERGER, I., STARK, G. & WECHSELBERGER, G. 1984: Bestand und jahreszeitliche Dynamik der Bodenmakrofauna in einem inneralpinen Eichenmischwald. *Pedobiol.* 27, 115-132.
- MICHAELSEN, W. 1925: Regenwürmer aus dem nördlichen und östlichen Spanien. *Senckenbergiana* 7, 186-195.
- MORITZ, M. 1965: Untersuchungen über den Einfluß von Kahlschlagmaßnahmen auf die Zusammensetzung von Hornmilbengemeinschaften (Acari:Oribatei) norddeutscher Laub- und Kiefern-mischwälder. *Pedobiol.* 5, 65-101.
- MOUNTFORD, M.D. 1962: An Index of similarity and its application to classificatory problems. In: MURPHY, P.W. (ed.), *Progress in Soil Zoologie*, 43-50-
- NAVARRO, F. 1974: La Vegetacion de la Sierra del Aramo y sus estribaciones (Asturias). *Rev. Facultad de Ciencias. Oviedo*, XV, 1.
- NOIRFALISSE, A. & VANESSE, R. 1975: Consequences de la monoculture de conifères pour la conservation des sols et pour le bilan hydrologique. *Association des espèces vertes, Serie 10. Bruxelles*, 44 p..
- NØRDSTROM, S. & RUNDGREN, S. 1973: Associations of lumbricids in Southern Sweden. *Pedobiol.* 13, 301-326.
- NØRDSTROM, S. & RUNDGREN, S. 1974: Environmental factors and lumbricid associations in Southern Sweden. *Pedobiol.* 14, 1-27.
- ODUM, E. 1980: Grundlagen der Ökologie. Thieme Verlag, Band I und II.
- OLSEN, S.R. & COLE 1954: Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonat. U.S.A. Dep. of Agriculture 939.
- ORIAN, G.H. 1975: Diversity, stability and maturity in natural ecosystems. In: VAN DOBBEN, W.H., LOWE-McCONNELL, R.H. (eds.), *Unifying Concepts in Ecology*, 139-150. Jung, Den Haag.
- OVINGTON, J.D. 1954: Studies of the developement of woodland conditions under different trees. II. The Forest Floor. *J. of Ecology* 42(1), 71-80.
- OVINGTON, J.D. & MADGWICK, H.A.I. 1959: Distribution of organic matter and plant nutrient in a plantation of Scots pine. *For. Sci.* 5, 344-355.

- OVINGTON, J.D. 1962: Quantitative Ecology and the Woodland Ecosystem Concept. *Advances in Ecological Research* Vol. 1, 103-192. Academic Press.
- PEDROLI-CHRISTEN, A. 1977: Étude de Diplopodes d'une tourbière du Haut-Jura. *Bull. Soc. nêuchatel. Sci. nat.* 100, 21-34.
- PEDROLI-CHRISTEN, A. 1981: Étude des peuplements de Diplopodes dans six associations forestières du Jura et du Plateau suisse. *Bull. Soc. nêuchatel. Sci. nat.* 104, 89-106.
- PHILLIPSON, J., PUTMAN, R.J., STEE, J., WOODDELL, S.R.J. 1975: Litter input, litter decomposition and the evolution of Carbon dioxide in a Beech Woodland-Whytham Woods Oxford. *Oecologia* 20, 203-217.
- PHILLIPSON, J. & MEYER, E. 1984: Diplopod numbers and distribution in a British beechwood. *Pedobiol.* 26, 83-94.
- PRECH, M. 1979: Bio-Statistik: eine Einführung für Studierende der biologischen Wissenschaften. Oldenbourg, München, 256 S..
- RAPP, M. 1967: Production de litière et apport au sol d'éléments minéraux et d'azote dans un bois de Pins d'Alep (*Pinus halepensis*). *Oecol. Plant.* Vol. 2, 325-338.
- REISE, K. & WEIDEMANN, G. 1975: Dispersion of predatory forest floor arthropods. *Pedobiol.* 15, 106-128.
- RIVAS GODOY, S. 1959: Contribución al estudio de la Quercetea ilicis hispanica. *Anales del I. Botánico, A.J. Cavanilles* 17(2), 285-406. Madrid.
- RIVAS MARTINEZ, S. 1969: La vegetación de la alta montana española. V Simposio Flora Europae. Publ. Universidad de Sevilla, 55-80. Sevilla.
- RUBCOVA, Z.I. 1967: Über die Myriapoden in verschiedenen Typen von Kiefernwäldern im westlichen Teil der Belorussischen Sowjetrepublik. *Pedobiol.* 7, 42-54.
- SACHS, L. 1983: Angewandte Statistik. Springer-Verlag Berlin.
- SATCHELL, J.E. 1955: Some aspects of earthworm ecology. *Soil Zoology*, KEVAN (ed.), 180-201.
- SATCHELL, J.E. 1971: Earthworms. In: PHILLIPSON, J. (ed.), *Methods of study in Quantitative Soil Ecology: Population, production and energie flow*. IRP Handbook, No. 18, 107-127.

- SCHUBART, O. 1934: Tausendfüßler oder Myriapoda I: Diplopoda. In: Die Tierwelt Deutschland und der angrenzenden Meeressteile nach ihren Merkmalen und nach ihrer Lebensweise. Part. 28, pp. 1-318.
- SCHWERDTFEGER, F. 1978: Lehrbuch der Tierökologie. Verlag Paul Parey, Hamburg, Berlin.
- SPRENGEL, T. 1981: Untersuchungen zur Ökologie der Doppelfüßer (Diplopoda) eines Kalkbuchenwaldes. Diplomarbeit, Universität Göttingen.
- SOUTHWOOD, T.R.E. 1966: Ecological Methods. Chapman & Hall, London.
- SPAIN, A.V. 1975: Aspect of the role of the soil biota in forest litter decomposition. Australian Forestry 38, 171-176.
- STAAF, H. & BERG, B. 1982: Accumulation and release of plants nutrients in decomposing Scots pine needle litter. Long-term decomposition in a Scots pine forest II. Can. J. Bot. 60, 1561-1568.
- STOUT, J.D., TATE, K.R., MOLLOY, L.F. 1975: Decomposition processes in New Zealand soils with particular respect to rates and pathways of plant degradation. In: ANDERSON, J.M., MACFADYEN, A. (eds.), The role of terrestrial and aquatic organisms, 97-144. Blackwell Scientific Publications.
- STRIGANOVA, B.R. 1967: Über die Zersetzung von überwinterter Laubstreu durch Tausendfüßler und Landasseln. Pedobiol. 7, 125-134.
- STYLES, J.H. 1967: Decomposition of *P. radiata* litter on the forest floor. Part. 2: Changes in microfauna population. N. Z. J. Sci. 10, 1045-1060.
- SUNDERLAND, K.D. & SUTTON, S.L. 1980: A serological study of arthropod predation on woodlice in a dune grassland ecosystem. J. Anim. Ecol. 49, 987-1004.
- THIEDE, U. 1977: Untersuchungen über die Arthropodenfauna in Fichtenforsten (Populationsökologie, Energieumsatz). Zool. Jb. Syst. Bd. 104, 137-202.
- TISCHLER, W. 1984: Einführung in die Ökologie. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- TUTIN, P.G. et al. 1964-1980: Flora europeae. Band I-IV
- TÜXEN, R. & OBERDORFER, P. 1958: Eurosiberische Phanerogamengesellschaften Spanien. Veröff. Geobot. Inst. Rübel, 32, 1-328. Zurich.

- TYLER, G. 1975: Heavy metal pollution and mineralisation of nitrogen in forest soils. *Nature* 255, 701-702.
- ULRICH, B. 1971: The ecological information of soil chemical data. In: Productivity of forest ecosystems. Unesco. Proc. Brussels Symp.
- VERSFELD, D.B. 1981: Litter fall and decomposition in stands of mature *P. radiata*. *South African Forestry Journal* 116, 40-50.
- WHITTAKER, R.H. 1975: Communities and Ecosystems. MacMillan Publishing Co., Inc. New York.
- WIEDER, K.R. & LANG, G. 1982: A critique of the analytical methods used in examining decomposition data obtained from litter bags. *Ecologie* 63(6), 1636-1642.
- WILL, G.M. 1959: Nutrient return in litter and rainfall under some exotic conifer stands in New Zealand. *N. Z. J. Agric. Res.* 2, 719-734.
- WILL, G.M. 1964: Dry matter production and nutrient uptake by *P. radiata* in New Zealand. *Commonwealth Forestry Review* Vol. 43(1), no. 115.
- WILL, G.M. 1966: Root growth and dry matter production in a high-producing stand of *P. radiata*. *N. Z. Forestry Res. Notes*, No. 44.
- WILL, G.M. 1967: Decomposition of *P. radiata* litter on the forest floor. Part I. Changes in dry matter and nutrient content. *N. Z. J. Sci.* Vol 10, no. 4.
- WILL, G.M. & BALLARD, R. 1976: Radiata pine, soil degrader or improver?. *N. Z. J. For.*, 21, 248-252.
- WILL, G.M. 1983: Nutrient losses from litterbags containing *P. radiata* litter: Influences of thinning, clearfelling and urea fertiliser. *N. Z. J. For. Sci.*, 13(3), 291-304.
- WITTICH, W. 1939: Untersuchungen über den Verlauf der Streuzersetzungen auf einem Boden mit Mullzustand. I. *Forstarchiv*, 15, 96-111.
- WOLLUM, A.G. & SCHUBERT, G.H. 1975: Effect of thinning on the foliage and forest floor properties of ponderosa pine stands. *Soil Science Society of America, Proceedings* 39, 968-972.

Anhang**Seite**

Anhang 1: Tabellen zu Teil III
Anhang 2: Tabellen zu Teil IV

1a-4a

1b-8b

Anhang 1: Tabellen zu Teil III

Mittelwert und Standardabweichung der Bodenmakrofauna pro Probenahme-Termin und pro Fläche, ($n = 8$), Ind/m² x 32.

Fläche A = Pinus radiata 8 Jahre

Fläche B = Pinus radiata 18 Jahre

Fläche C = Pinus radiata 30 Jahre

Variablenliste:

Arachnea = Aranea
 Pseudos = Pseudoscorpiones
 Rhynch = Rhynchota
 Lumbr = Lumbricidae
 Coleo = Coleoptera
 Isopoda = Isopoda
 Diplopo = Diplopoda
 Gastrop = Gastropoda
 Larven = Hexapoda-Larven
 Ldiptera = Diptera-Larven
 Lcoleo = Coleoptera-Larven
 Litobius = Lithobiomorpha
 Geophyli = Geophilomorpha
 Skolopen = Scolopendromorpha
 Lepid = Lepidoptera-Larven
 Sumchilo = Chilopoda
 Tiere = Total Tiere

DATUM (05.82=5)(06.82=6)(07.82=7)(08.82=8)(09.82=9)(10.82=10)
 (11.82=11)(12.82=12)(01.83=13)(02.83=14)(03.83=15)(04.83=16)
 (05.83=17)(06.83=18)

DATUM EQ 5	VARIABLE	Fläche A		Fläche B		Fläche C		
		MEAN	STD DEV	MEAN	STD DEV	MEAN	STD DEV	
	ARACHNEA	0.5000	0.7559	3.8750	2.9490	1.2500	1.2817	
	PSEUDOS	0.8750	1.4577	4.1250	2.6031	2.1250	1.7269	
	RHYNCH	2.8750	6.1514	5.3750	5.0116	0.5000	0.9258	
	LUMBRI	1.6250	2.4458	4.2500	3.9188	7.8750	5.2763	
	COLEO	1.1250	1.2464	3.2500	1.6690	2.2500	3.8523	
	ISOPODA	0.0	0.0	1.3750	2.7742	2.1250	3.7201	
	DIPLOPO	0.0	0.0	1.7500	1.8323	2.7500	2.1876	
	GASTROP	1.1250	1.2464	0.7500	1.4880	1.6250	3.4615	
	LARVEN	3.8750	3.9438	7.6250	3.2486	3.7500	4.7734	
	LOPTERA	1.6250	1.1877	4.7500	1.9821	3.2500	4.9785	
	LITOBUS	0.2500	0.7071	1.8750	2.1671	4.3750	2.2638	
	GEOPHYL	2.1250	2.0310	5.2500	3.4122	5.0000	2.8785	
	SKOLOPEN	0.2500	0.4629	0.0	0.0	0.0	0.0	
	LCOLEO	0.0	3.3139	2.7500	5.3887	0.5000	0.7559	
	LLEPID	0.0	0.0	0.1250	0.3536	0.0	0.0	
	TIERE	18.3750	10.9144	47.1250	17.8920	37.3750	14.8895	
	SUMCHILO	2.6250	2.9246	7.1250	5.4100	9.3750	4.4701	
DATUM EQ 6	VARIABLE	MEAN		STD DEV		MEAN		
		MEAN	STD DEV	MEAN	STD DEV	MEAN	STD DEV	
	ARACHNEA	0.7143	0.9512	10.6667	12.2093	3.8571	2.7946	
	PSEUDOS	1.5714	2.4398	1.6667	1.2111	4.1429	5.0237	
	RHYNCH	1.7143	1.3801	2.0000	2.1909	0.8571	1.0690	
	LUMBRI	0.4286	0.7868	3.1667	1.7224	6.0000	3.8297	
	COLEO	2.4286	1.7182	8.0000	6.7528	3.0000	1.0000	
	ISOPODA	0.0	0.0	1.6667	1.2111	0.2857	0.4880	
	DIPLOPO	0.0	0.0	2.1667	0.7528	4.0000	2.8284	
	GASTROP	1.5714	1.5119	1.1667	0.9832	1.1429	1.0690	
	LARVEN	27.0000	64.3920	7.1233	5.2648	5.4286	7.8072	
	LOPTERA	26.0000	63.9427	5.0000	3.7777	3.2857	6.9454	
	LITOBUS	0.1429	0.3780	4.6667	3.7771	8.8571	4.5617	
	GEOPHYL	0.4286	0.7868	3.8333	2.3166	0.2857	1.1127	
	SKOLOPEN	0.7143	1.1277	0.1667	0.4082	0.5714	0.7868	
	LCOLEO	1.0000	1.1547	2.5000	1.9748	1.5714	2.6367	
	LLEPID	0.0	0.0	0.0	0.0	0.5714	1.1339	
	TIERE	63.7143	128.5713	54.5000	17.0499	45.8571	18.8722	
	SUMCHILO	1.2857	1.3801	8.6667	4.4572	11.7143	5.4072	
DATUM EQ 7	VARIABLE	MEAN		STD DEV		MEAN		
		MEAN	STD DEV	MEAN	STD DEV	MEAN	STD DEV	
	ARACHNEA	1.3750	1.7678	3.2500	3.9188	1.0000	1.0650	
	PSEUDOS	0.5000	0.7559	5.5000	4.5356	2.3750	1.7678	
	RHYNCH	0.8750	1.1260	1.0000	1.1952	0.5000	0.9258	
	LUMBRI	0.3750	0.7440	2.0000	1.6903	4.1250	3.6425	
	COLEO	0.6250	0.7440	2.7500	1.6690	1.6250	1.0607	
	ISOPODA	0.0	0.0	1.6250	2.3261	0.5000	1.0690	
	DIPLOPO	0.0	0.0	1.6250	1.3025	1.6250	0.9161	
	GASTROP	0.8750	0.8345	0.6250	1.0607	0.3750	0.5175	
	LARVEN	3.5000	2.2678	5.2500	3.6547	7.3750	7.3860	
	LOPTERA	1.3750	1.6950	3.0000	2.6186	5.7500	7.8695	
	LITOBUS	0.3750	0.7440	4.7500	1.6690	2.2500	2.4165	
	GEOPHYL	2.0000	2.2678	4.0000	4.3425	1.5000	1.6903	
	SKOLOPEN	0.2500	0.4629	0.2500	0.7071	0.0	0.0	
	LCOLEO	1.8750	2.2321	1.8750	1.6421	0.6250	0.7440	
	LLEPID	0.0	0.3536	0.3750	0.7440	0.8750	1.1260	
	TIERE	14.1250	3.9799	37.8750	15.4590	33.3750	19.1232	
	SUMCHILO	2.6250	2.1339	9.0000	5.7817	6.6250	1.9226	
DATUM EQ 8	VARIABLE	MEAN		STD DEV		MEAN		Mischwald
		MEAN	STD DEV	MEAN	STD DEV	MEAN	STD DEV	
	ARACHNEA	2.7500	4.7434	3.3750	3.8522	5.7500	4.3012	1.3333
	PSEUDOS	3.1250	3.8777	2.7500	2.6592	6.6250	4.4381	3.0000
	RHYNCH	4.3750	4.4058	1.3750	0.9161	1.1250	1.1260	12.0000
	LUMBRI	0.2500	0.4629	1.1250	1.6421	3.5000	2.6726	2.3333
	COLEO	1.0000	0.7559	3.8750	4.8825	1.3750	0.7440	3.0000
	ISOPODA	0.0	0.0	0.2500	0.3536	0.8750	0.9558	13.1111
	DIPLOPO	0.0	0.0	0.0	0.0	0.7500	1.8333	2.3333
	GASTROP	1.7500	1.1650	0.2500	0.4629	0.2500	0.4629	0.8333
	LARVEN	3.5000	2.0702	8.2500	3.7702	14.6250	17.9677	9.6667
	LOPTERA	2.6250	1.4079	3.1250	3.7077	11.7500	18.3126	3.0000
	LITOBUS	0.2500	0.7071	3.7500	2.0529	6.0000	3.5857	2.5000
	GEOPHYL	0.2500	0.7071	1.2500	1.1650	2.5000	2.2039	1.6667
	SKOLOPEN	0.6250	0.7440	0.3750	0.5175	0.3750	0.7440	0.3333
	LCOLEO	0.7500	0.8864	3.1250	2.3321	2.1250	1.2464	2.0000
	LLEPID	0.0	0.0	0.0	0.0	0.7500	1.0351	4.6667
	TIERE	22.7500	12.3953	34.7500	13.0137	58.7500	33.1566	57.1667
	SUMCHILO	2.6250	0.9161	3.3750	2.6693	8.8750	5.1944	4.5000

DATUM EQ 9	VARIABLE	Fläche A		Fläche B		Fläche C		Ruchenwald	
		MEAN	STD DEV	MEAN	STD DEV	MEAN	STD DEV	MEAN	STD DEV
	ARACHNEA	1.2857	1.1127	3.7143	5.2509	1.6250	2.1998	4.3750	6.1164
	PSEUDOS	1.7143	2.0587	5.4286	4.7909	3.3750	4.2067	1.1250	1.3562
	RHYNGH	10.0000	22.2336	1.1429	1.0690	0.5000	0.5345	0.6250	1.1877
	LUMBR I	1.2857	1.7995	2.1429	2.1157	3.5000	3.1168	3.5000	3.9641
	COLEO	1.4286	2.1492	6.8571	9.2469	1.2500	1.2817	6.2500	5.2847
	ISOPODA	0.0	0.0	1.1429	2.2678	0.0	0.0	4.7500	9.7943
	OTIPLOP	0.0	0.0	3.8571	6.8661	1.1250	0.9910	0.8750	1.4577
	GASTROP	3.8571	1.3452	0.7143	0.9512	0.7500	1.3887	0.3750	0.5175
	LARVEN	3.0000	2.0817	17.1429	16.7574	8.1250	5.3835	3.2500	2.7124
	LODIPTERA	1.7143	1.3801	14.5714	17.0964	7.1250	5.5662	1.8750	3.0443
	LYTOBIUS	0.4286	1.1335	1.7143	1.2536	4.0000	2.5071	5.5000	3.2514
	GEOPHYL I	0.7143	0.7559	3.4286	3.5989	0.8750	4.1269	3.8750	1.1269
	SKOLOPEN	0.2857	0.4880	0.1429	0.3780	0.1250	0.3536	0.1250	0.3536
	LCOLEO	1.2857	1.6036	1.7143	1.1127	1.0000	1.1952	1.2500	1.1650
	LLEPTO	0.0	0.0	0.8571	2.2678	0.0	0.0	0.1250	0.3536
	TIERE	27.0000	23.0217	64.5714	36.2761	33.3750	17.6225	37.8750	30.4370
	SUMCHILO	1.4286	1.7182	5.2857	3.9881	5.0000	2.5635	9.5000	3.6645
DATUM EQ 10	VARIABLE	MEAN	STD DEV	MEAN	STD DEV	MEAN	STD DEV		
	ARACHNEA	1.5000	1.9272	5.6250	5.4232	1.4286	2.5728		
	PSEUDOS	3.0000	3.8545	10.3750	2.9731	6.4286	3.5989		
	RHYNGH	44.6250	82.0295	8.2500	4.9208	0.1429	0.3780		
	LUMBR I	0.1250	0.3536	4.0000	1.7729	4.4286	4.0760		
	COLEO	2.3750	2.0659	7.3750	7.5202	1.1429	0.6901		
	ISOPODA	0.0	0.0	1.8750	1.5526	2.2857	2.7516		
	OTIPLOP	0.1250	0.3536	8.0000	15.0068	0.5714	0.7868		
	GASTROP	1.0000	0.7559	1.6250	1.6077	0.2857	0.2866		
	LARVEN	7.5000	8.4515	21.5000	11.6619	10.5714	5.7982		
	LODIPTERA	4.7500	6.7135	15.5000	8.5356	9.5714	5.5032		
	LYTOBIUS	0.2500	0.3536	5.5000	3.1168	3.7143	1.3801		
	GEOPHYL I	1.8750	1.8851	4.1250	2.0310	1.4286	1.2724		
	SKOLOPEN	0.0	0.0	0.2500	0.4629	0.0	0.0		
	LCOLEO	2.3750	2.1998	5.6250	4.4381	1.0000	1.4142		
	LLEPTO	0.2500	0.4629	0.3750	0.1755	0.0	0.0		
	TIERE	69.6250	85.5085	98.5000	22.6463	45.1429	17.5919		
	SUMCHILO	2.0000	1.6516	9.8750	2.5877	5.1429	2.0354		
DATUM EQ 11	VARIABLE	MEAN	STD DEV	MEAN	STD DEV	MEAN	STD DEV	Mischwald	
	ARACHNEA	0.2500	0.4629	8.5000	5.7570	1.5000	0.9258	1.5000	2.0736
	PSEUDOS	3.6250	1.7678	8.1250	6.6427	6.8750	3.9438	7.5000	3.8341
	RHYNGH	31.5000	42.5537	26.1250	58.9223	1.5000	3.5545	16.0000	16.0997
	LUMBR I	1.1250	0.8345	4.8750	5.3569	9.0000	5.2806	2.8333	2.5626
	COLEO	2.2500	2.3755	14.6250	24.6573	2.1250	1.4577	7.3333	7.2296
	ISOPODA	0.0	0.0	2.0000	2.2678	1.7500	3.4949	2.6667	2.2509
	OTIPLOP	0.0	0.0	1.2500	2.0529	1.2500	0.8864	1.6667	1.6330
	GASTROP	3.0000	1.3093	1.0000	1.0690	1.1250	0.9910	0.3333	0.8165
	LARVEN	10.7500	9.8234	45.0000	47.6685	44.7500	38.1004	15.5000	7.5565
	LODIPTERA	6.5000	8.9602	38.3750	46.9436	42.5000	38.7630	11.0000	5.3666
	LYTOBIUS	0.0	0.0	5.2500	1.9821	8.6250	7.3083	6.6667	4.7325
	GEOPHYL I	3.8750	3.6031	5.6250	3.5932	3.5000	1.8516	16.0000	4.0968
	SKOLOPEN	0.1250	0.3536	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	LCOLEO	3.2500	2.8158	6.5000	2.9277	2.0000	1.6036	1.3333	1.7512
	LLEPTO	0.2500	0.7071	0.7500	2.1213	0.0	0.0	3.3333	1.6330
	TIERE	64.5000	45.0967	68.0000	92.0419	26.5000	72.7245	93.6667	26.0896
	SUMCHILO	4.0000	3.9279	10.8750	4.1209	12.1250	7.3764	22.6667	4.0332
DATUM EQ 12	VARIABLE	MEAN	STD DEV	MEAN	STD DEV	MEAN	STD DEV	Buchenwald	
	ARACHNEA	1.7500	1.6690	6.7500	5.8493	3.5000	4.6599	1.5000	1.2247
	PSEUDOS	2.6250	2.4458	6.2500	3.6936	5.0000	3.0237	1.3333	0.8619
	RHYNGH	3.8750	4.1897	9.8750	11.7283	12.8750	23.3876	0.6667	0.5164
	LUMBR I	2.5000	4.2741	10.1250	6.6427	5.0000	3.5857	2.8333	2.7142
	COLEO	1.7500	2.3755	10.1250	10.1875	3.5000	2.8785	2.6667	1.6330
	ISOPODA	0.0	0.0	3.2500	2.3755	1.8750	1.8750	4.6667	4.4272
	OTIPLOP	0.0	0.0	2.1250	1.4577	1.6250	1.1877	2.8333	4.0968
	GASTROP	6.2500	6.8191	1.2500	1.0680	0.7500	1.1650	1.5000	1.5166
	LARVEN	13.6250	13.1250	33.1250	16.1519	38.1250	33.4341	51.3333	60.5034
	LODIPTERA	12.2500	6.7559	26.6250	16.4832	34.0000	34.0000	49.3333	61.6301
	LYTOBIUS	0.2500	0.4629	5.0000	3.2071	8.3750	4.0686	7.5000	2.4290
	GEOPHYL I	3.3750	2.5600	1.8750	1.4577	6.0000	3.3806	3.5000	2.4290
	SKOLOPEN	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	LCOLEO	1.3750	1.5980	5.5000	3.8545	3.5000	3.7796	2.6667	2.1602
	LLEPTO	0.0	0.0	0.8750	1.3562	0.3750	0.5175	0.0	0.0
	TIERE	49.7500	21.0832	121.8750	31.1055	124.5000	64.1850	129.0000	125.1958
	SUMCHILO	3.6250	2.7742	6.8750	4.2513	14.3750	6.1610	11.0000	8.1240

	Fläche A		Fläche B		Fläche C				
DATUM EQ 13	VARIABLE	MEAN	STD DEV	MEAN	STD DEV	MEAN	STD DEV		
	ARACHNEA	0.1250	0.3536	4.3750	3.5832	2.3750	3.3780		
	PSEUDOS	3.7500	6.7135	5.5000	5.4248	2.2500	2.8158		
	RHYNCH	5.7500	9.6622	2.5000	2.7775	5.5000	6.1875		
	LUMBAI	0.3750	0.5175	9.6250	5.6300	5.5000	7.9282		
	COLEO	3.6250	3.8149	3.0000	3.5051	3.6250	3.5431		
	ISOPODA	0.0	0.0	1.6250	1.8468	3.0000	7.3095		
	DIPLOPO	0.0	0.0	1.3750	1.7223	1.0000	1.0690		
	GASTROP	4.1250	5.0551	0.5000	0.7559	1.3750	1.4079		
	LARVEN	12.1250	11.8495	37.5000	24.2487	80.6250	119.1337		
	LODIPTERA	9.0000	11.0195	34.2500	23.5630	79.3750	119.9452		
	LITOTBIUS	0.2500	0.7071	4.2500	1.9821	5.1250	3.3991		
	GEOPHYL I	2.0000	2.2039	1.6250	1.9226	7.1250	4.0510		
	SKOLOPEN	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0		
	LCOLEO	3.7500	3.2404	2.7500	2.2520	1.0000	1.4142		
	LLEPID	0.0	0.0	0.1250	0.3536	1.2500	3.1510		
	TIERE	43.3750	28.8218	109.0000	52.5466	198.1250	234.7141		
	SUMCHIL O	2.2500	2.0529	5.8750	3.1368	12.2500	5.6252		
							Mischwald		
DATUM EQ 14	VARIABLE	MEAN	STD DEV	MEAN	STD DEV	MEAN	STD DEV	MEAN	STD DEV
	ARACHNEA	0.1250	0.3536	6.7500	7.8148	1.2500	0.8854	0.3750	0.5175
	PSEUDOS	0.3750	1.0607	5.6250	3.6228	0.8750	0.9910	1.3750	1.6421
	RHYNCH	2.0000	3.1623	4.8750	4.7069	12.2500	16.3161	3.6250	7.8729
	LUMBAI	0.8750	1.0002	5.6250	3.9256	12.1250	9.8480	4.6250	3.6621
	COLEO	2.3750	2.2638	8.2500	8.1196	6.3750	4.3404	2.2500	2.3755
	ISOPODA	0.0	0.0	1.8750	1.6421	2.0000	1.8516	4.2500	5.9702
	DIPLOPO	0.2500	0.7071	1.2500	1.4577	1.0000	1.3093	0.8750	1.3552
	GASTROP	2.2500	2.4928	0.7500	0.7071	1.5000	0.7728	0.6250	0.7440
	LARVEN	7.0000	3.7796	17.3750	10.5280	19.2500	7.4785	24.7500	9.4378
	LODIPTERA	4.6250	3.9978	13.5000	10.6369	12.8750	7.0597	20.5000	9.2428
	LITOTBIUS	0.0	0.0	3.7500	1.6690	5.3750	4.3074	1.2500	1.1650
	GEOPHYL I	3.1250	1.5226	2.5000	2.0702	8.1250	4.9117	4.3750	3.9978
	SKOLOPEN	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	LCOLEO	2.2500	1.2817	3.1250	2.4749	3.5000	2.9277	3.5000	1.7728
	LLEPID	0.1250	0.3536	0.2500	0.4629	2.6250	3.6228	0.7500	1.3887
	TIERE	25.3750	11.4883	76.3750	22.5701	119.1250	32.5954	73.6250	19.2275
	SUMCHIL O	3.1250	1.5526	6.2500	2.1213	13.5000	6.5524	5.6250	4.7790
									Buchenwald
DATUM EQ 15	VARIABLE	MEAN	STD DEV	MEAN	STD DEV	MEAN	STD DEV	MEAN	STD DEV
	ARACHNEA	1.3750	1.8468	6.1250	5.0267	1.2500	1.0351	0.3333	0.8165
	PSEUDOS	0.8750	2.4749	3.8750	4.3895	1.3750	0.9161	0.1667	0.4082
	RHYNCH	4.3750	4.8972	2.3750	2.3261	2.8750	2.7484	1.8333	1.4720
	LUMBAI	0.2500	0.4629	8.7500	7.1063	9.5000	7.0102	2.1667	2.1370
	COLEO	1.6250	1.1677	6.2500	11.6856	4.8750	3.9074	4.3333	4.7610
	ISOPODA	0.0	0.0	3.2500	2.6049	0.5000	1.0690	0.1667	0.4082
	DIPLOPO	0.0	0.0	2.5000	1.9272	0.1250	0.3536	4.1667	5.3821
	GASTROP	3.8750	11.8077	1.2500	1.2817	0.5000	1.0690	0.5000	0.8367
	LARVEN	13.8750	16.4355	22.5000	14.2729	21.3750	12.6031	16.3333	10.8197
	LODIPTERA	10.8750	16.0840	19.0000	13.6382	17.3750	11.9276	12.5000	9.5864
	LITOTBIUS	0.0	0.0	3.6250	1.9955	5.7500	3.6547	5.3333	2.3381
	GEOPHYL I	4.0000	4.2762	2.3750	1.3025	4.5000	3.4641	2.3333	1.8619
	SKOLOPEN	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	LCOLEO	2.6250	2.3261	3.3750	2.5600	3.5000	2.2039	3.1667	2.7869
	LLEPID	0.1250	0.3536	0.0	0.0	0.5000	0.7559	0.0	0.0
	TIERE	43.8750	37.0268	88.6250	41.0916	74.0000	36.8123	53.3333	25.0013
	SUMCHIL O	4.0000	4.2762	6.0000	2.8284	10.2500	5.7259	7.6667	2.7325
DATUM EQ 16	VARIABLE	MEAN	STD DEV	MEAN	STD DEV	MEAN	STD DEV		
	ARACHNEA	1.1250	1.8851	2.5000	2.4495	1.0000	1.3093		
	PSEUDOS	0.0	0.0	3.2500	3.1053	1.7500	2.3755		
	RHYNCH	3.5000	6.4365	13.3750	26.1093	8.8750	13.7782		
	LUMBAI	0.2500	0.4629	7.3750	2.8754	3.1250	3.3568		
	COLEO	1.2500	1.7525	4.0000	2.2039	5.7500	4.7734		
	ISOPODA	0.0	0.0	0.7125	0.7125	1.7125	1.7125		
	DIPLOPO	0.0	0.0	3.2500	5.7009	1.2500	1.2817		
	GASTROP	3.1250	3.1368	1.2500	1.2817	1.1250	1.3562		
	LARVEN	47.7500	111.6676	12.1250	3.3139	10.1250	4.8825		
	LODIPTERA	45.7500	111.6396	10.8750	3.1667	7.7500	4.7734		
	LITOTBIUS	0.0	0.0	4.0000	2.9761	7.0000	3.1168		
	GEOPHYL I	8.0000	4.7809	3.2500	1.8323	9.2500	3.1960		
	SKOLOPEN	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0		
	LCOLEO	1.7500	1.3887	0.0000	1.1952	2.1250	1.4577		
	LLEPID	0.2500	0.7071	0.0	0.0	0.1250	0.3536		
	TIERE	112.3750	230.2911	68.2500	40.7738	0.0000	25.3715		
	SUMCHIL O	8.0000	4.7809	7.2500	4.1318	16.2500	5.8737		

Anhang 2: Tabellen zu Teil IV

Fläche 1 = Pinus radiata 8 Jahre

Fläche 2 = Pinus radiata 18 Jahre

Fläche 3 = Pinus radiata 30 Jahre

Fläche 6 = Mischwald

Fläche 7 = Buchenwald

Variablenliste:

POLYX	= <u>P. lagurus</u>
VERHOEFF	= <u>V. viscaianum</u>
OPISTHO	= <u>O. elegans</u>
VASCAN	= <u>V. vicenteae</u>
XYSTRO	= <u>X. vasconicum</u>
CHORDE	= <u>C. vasconicum</u>
CERATHO	= <u>Cerathosphys</u> sp.
HIRUDIS	= <u>H. gestschmanni</u>
GLOMERI	= <u>G. kervillei</u>
ADENOM	= <u>A. viscaiana</u>
LOBOGLOM	= <u>Loboglomeris</u> sp.
POLYDESM	= <u>Polydesmus</u> sp.
POLYCORI	= <u>P. coriaceus</u>
POMINUS	= <u>P. minutulus</u>
MICRP	= Micropolydesmide (non det.)
LEPTOJ	= <u>Leptoiulus</u> sp.
OMMAJ	= <u>Ommatoiulus</u> sp.
CJLONDI	= <u>C. londinensis</u>
BJDOLL	= <u>B. dollfusi</u>
HJSPATI	= <u>H. spathifer</u>
CJPARIS	= <u>C. parisorum</u>
LPA	= <u>L. armatum</u>

DATUM (05.82=1)(06.82=2)(07.82=3)(08.82=4)(09.82=5)(10.82=6)
 (11.82=7)(12.82=8)(01.83=9)(02.83=10)(03.83=11)(04.83=12)
 (05.83=13)(06.83=14)

CONTENTS OF CASE NUMBER 1									
DATUM	1.	FLACHE	1.	POLYX	0.	VERHOEFF	0.	OPISTHO	0.
VASCON	0.	XYSTRO	0.	CHORCE	0.	GERATHO	0.	HIROUJS	0.
GLOMERI	0.	ADONMO	0.	LEBUCLOM	0.	POLYDESM	0.	POLYCORI	0.
PORINUS	0.	MICRO	0.	LEPTOL	0.	OHMAJ	0.	CJLONOI	0.
BJOULL	0.	HJSPATI	0.	CJPARTS	0.	LPA	0.		0.
CONTENTS OF CASE NUMBER 2									
DATUM	1.	FLACHE	2.	POLYX	1.	VERHOEFF	3.	OPISTHO	1.
VASCON	0.	XYSTRO	3.	CHORCE	0.	GERATHO	0.	HIROUJS	0.
GLOMERI	0.	ADONMO	0.	LEBUCLOM	0.	POLYDESM	0.	POLYCORI	0.
PORINUS	0.	MICRO	0.	LEPTOL	0.	OHMAJ	0.	CJLONOI	0.
BJOULL	0.	HJSPATI	0.	CJPARTS	0.	LPA	0.		0.
CONTENTS OF CASE NUMBER 3									
DATUM	1.	FLACHE	3.	POLYX	0.	VERHOEFF	9.	OPISTHO	7.
VASCON	0.	XYSTRO	0.	CHORCE	1.	GERATHO	0.	HIROUJS	0.
GLOMERI	0.	ADONMO	0.	LEBUCLOM	0.	POLYDESM	0.	POLYCORI	0.
PORINUS	0.	MICRO	0.	LEPTOL	0.	OHMAJ	0.	CJLONOI	0.
BJOULL	0.	HJSPATI	0.	CJPARTS	0.	LPA	0.		0.
CONTENTS OF CASE NUMBER 6									
DATUM	1.	FLACHE	1.	POLYX	0.	VERHOEFF	0.	OPISTHO	0.
VASCON	0.	XYSTRO	0.	CHORCE	0.	GERATHO	0.	HIROUJS	0.
GLOMERI	0.	ADONMO	0.	LEBUCLOM	0.	POLYDESM	0.	POLYCORI	0.
PORINUS	0.	MICRO	0.	LEPTOL	0.	OHMAJ	0.	CJLONOI	0.
BJOULL	0.	HJSPATI	0.	CJPARTS	0.	LPA	0.		0.
CONTENTS OF CASE NUMBER 7									
DATUM	2.	FLACHE	2.	POLYX	0.	VERHOEFF	7.	OPISTHO	1.
VASCON	0.	XYSTRO	1.	CHORCE	0.	GERATHO	0.	HIROUJS	0.
GLOMERI	0.	ADONMO	0.	LEBUCLOM	0.	POLYDESM	0.	POLYCORI	0.
PORINUS	0.	MICRO	0.	LEPTOL	0.	OHMAJ	0.	CJLONOI	0.
BJOULL	0.	HJSPATI	0.	CJPARTS	0.	LPA	0.		0.
CONTENTS OF CASE NUMBER 8									
DATUM	2.	FLACHE	3.	POLYX	10.	VERHOEFF	8.	OPISTHO	7.
VASCON	0.	XYSTRO	0.	CHORCE	0.	GERATHO	0.	HIROUJS	0.
GLOMERI	0.	ADONMO	0.	LEBUCLOM	0.	POLYDESM	0.	POLYCORI	0.
PORINUS	0.	MICRO	0.	LEPTOL	0.	OHMAJ	0.	CJLONOI	0.
BJOULL	0.	HJSPATI	0.	CJPARTS	0.	LPA	0.		0.
CONTENTS OF CASE NUMBER 9									
DATUM	3.	FLACHE	1.	POLYX	0.	VERHOEFF	0.	OPISTHO	0.
VASCON	0.	XYSTRO	0.	CHORCE	0.	GERATHO	0.	HIROUJS	0.
GLOMERI	0.	ADONMO	0.	LEBUCLOM	0.	POLYDESM	0.	POLYCORI	0.
PORINUS	0.	MICRO	0.	LEPTOL	0.	OHMAJ	0.	CJLONOI	0.
BJOULL	0.	HJSPATI	0.	CJPARTS	0.	LPA	0.		0.
CONTENTS OF CASE NUMBER 10									
DATUM	3.	FLACHE	2.	POLYX	0.	VERHOEFF	0.	OPISTHO	0.
VASCON	0.	XYSTRO	0.	CHORCE	0.	GERATHO	0.	HIROUJS	0.
GLOMERI	0.	ADONMO	0.	LEBUCLOM	0.	POLYDESM	0.	POLYCORI	0.
PORINUS	0.	MICRO	0.	LEPTOL	0.	OHMAJ	0.	CJLONOI	0.
BJOULL	0.	HJSPATI	0.	CJPARTS	0.	LPA	0.		0.
CONTENTS OF CASE NUMBER 11									
DATUM	3.	FLACHE	3.	POLYX	0.	VERHOEFF	0.	OPISTHO	0.
VASCON	0.	XYSTRO	0.	CHORCE	0.	GERATHO	0.	HIROUJS	0.
GLOMERI	0.	ADONMO	0.	LEBUCLOM	0.	POLYDESM	0.	POLYCORI	0.
PORINUS	0.	MICRO	0.	LEPTOL	0.	OHMAJ	0.	CJLONOI	0.
BJOULL	0.	HJSPATI	0.	CJPARTS	0.	LPA	0.		0.

CONTENTS OF CASE NUMBER 14									
DATUM	1.	FLASCHE	1.	POLYX	0.	VERHOEFF	0.	OPISTHO	0.
VASCAN	0.	XYSTRON	0.	CHORJE	0.	GERATHO	0.	HIRUDIS	0.
GLOMERI	0.	ADENOM	0.	LOBGLOM	0.	POLYDESM	0.	POLYCORI	0.
POPHINUS	0.	MICROP	0.	LEPTOTJ	0.	DMAJ	0.	CJLONDI	0.
BUDOLL	0.	HJSPATI	0.	CJPARTS	0.	LPA	0.		
CONTENTS OF CASE NUMBER 15									
DATUM	4.	FLASCHE	2.	POLYX	0.	VERHOEFF	0.	OPISTHO	0.
VASCAN	0.	XYSTRON	0.	CHORJE	0.	GERATHO	0.	HIRUDIS	0.
GLOMERI	0.	ADENOM	0.	LOBGLOM	0.	POLYDESM	0.	POLYCORI	0.
POPHINUS	0.	MICROP	0.	LEPTOTJ	0.	DMAJ	0.	CJLONDI	0.
BUDOLL	0.	HJSPATI	0.	CJPARTS	0.	LPA	0.		
CONTENTS OF CASE NUMBER 16									
DATUM	1.	FLASCHE	2.	POLYX	0.	VERHOEFF	0.	OPISTHO	1.
VASCAN	3.	XYSTRON	0.	CHORJE	0.	GERATHO	0.	HIRUDIS	0.
GLOMERI	0.	ADENOM	0.	LOBGLOM	0.	POLYDESM	0.	POLYCORI	0.
POPHINUS	0.	MICROP	0.	LEPTOTJ	0.	DMAJ	0.	CJLONDI	0.
BUDOLL	0.	HJSPATI	0.	CJPARTS	0.	LPA	0.		
CONTENTS OF CASE NUMBER 17									
DATUM	4.	FLASCHE	6.	POLYX	0.	VERHOEFF	0.	OPISTHO	0.
VASCAN	1.	XYSTRON	0.	CHORJE	0.	GERATHO	0.	HIRUDIS	0.
GLOMERI	0.	ADENOM	0.	LOBGLOM	0.	POLYDESM	0.	POLYCORI	0.
POPHINUS	0.	MICROP	0.	LEPTOTJ	0.	DMAJ	0.	CJLONDI	0.
BUDOLL	0.	HJSPATI	0.	CJPARTS	0.	LPA	0.		
CONTENTS OF CASE NUMBER 18									
DATUM	5.	FLASCHE	1.	POLYX	0.	VERHOEFF	0.	OPISTHO	0.
VASCAN	3.	XYSTRON	0.	CHORJE	0.	GERATHO	0.	HIRUDIS	0.
GLOMERI	0.	ADENOM	0.	LOBGLOM	0.	POLYDESM	0.	POLYCORI	0.
POPHINUS	0.	MICROP	0.	LEPTOTJ	0.	DMAJ	0.	CJLONDI	0.
BUDOLL	0.	HJSPATI	0.	CJPARTS	0.	LPA	0.		
CONTENTS OF CASE NUMBER 19									
DATUM	5.	FLASCHE	2.	POLYX	0.	VERHOEFF	3.	OPISTHO	0.
VASCAN	0.	XYSTRON	0.	CHORJE	0.	GERATHO	0.	HIRUDIS	0.
GLOMERI	0.	ADENOM	0.	LOBGLOM	0.	POLYDESM	0.	POLYCORI	0.
POPHINUS	0.	MICROP	0.	LEPTOTJ	0.	DMAJ	0.	CJLONDI	0.
BUDOLL	0.	HJSPATI	0.	CJPARTS	0.	LPA	0.		
CONTENTS OF CASE NUMBER 20									
DATUM	3.	FLASCHE	3.	POLYX	0.	VERHOEFF	3.	OPISTHO	1.
VASCAN	0.	XYSTRON	0.	CHORJE	0.	GERATHO	0.	HIRUDIS	0.
GLOMERI	0.	ADENOM	0.	LOBGLOM	0.	POLYDESM	0.	POLYCORI	0.
POPHINUS	0.	MICROP	0.	LEPTOTJ	0.	DMAJ	0.	CJLONDI	0.
BUDOLL	0.	HJSPATI	0.	CJPARTS	0.	LPA	0.		
CONTENTS OF CASE NUMBER 21									
DATUM	5.	FLASCHE	7.	POLYX	0.	VERHOEFF	0.	OPISTHO	2.
VASCAN	3.	XYSTRON	0.	CHORJE	0.	GERATHO	0.	HIRUDIS	0.
GLOMERI	0.	ADENOM	0.	LOBGLOM	0.	POLYDESM	0.	POLYCORI	0.
POPHINUS	0.	MICROP	0.	LEPTOTJ	0.	DMAJ	0.	CJLONDI	0.
BUDOLL	0.	HJSPATI	0.	CJPARTS	0.	LPA	0.		

CONTENTS OF CASE NUMBER 22

DATUM	0:	FLACHE	1:	POLYX	1:	VERHOEFF	0:	OPISTHO	0:
VASCAN	0:	XYSIRO	0:	CHORDE	0:	CERATHO	0:	HIRUDIS	0:
GLONERI	0:	ADENOM	0:	LOBUGLOM	0:	POLYDESH	0:	POLYCUR	0:
PORINUS	0:	MICRP	0:	LEPTUJ	0:	DMNAJ	0:	CJLONDI	0:
BJDOLL	0:	HJSPATI	0:	CJPARTS	0:	LPA	0:		

CONTENTS OF CASE NUMBER 23

DATUM	6:	FLACHE	3:	POLYX	0:	VERHOEFF	0:	OPISTHO	1:
VASCAN	0:	XYSIRO	0:	CHORDE	0:	CERATHO	0:	HIRUDIS	0:
GLONERI	0:	ADENOM	0:	LOBUGLOM	0:	POLYDESH	5:	POLYCUR	0:
PORINUS	0:	HJSPATI	0:	LEPTUJ	0:	DMNAJ	0:	CJLONDI	0:
BJDOLL	0:		0:	CJPARTS	0:	LPA	0:		

CONTENTS OF CASE NUMBER 24

DATUM	0:	FLACHE	3:	POLYX	0:	VERHOEFF	0:	OPISTHO	0:
VASCAN	0:	XYSIRO	0:	CHORDE	0:	CERATHO	0:	HIRUDIS	0:
GLONERI	0:	ADENOM	0:	LOBUGLOM	0:	POLYDESH	1:	POLYCUR	0:
PORINUS	0:	MICRP	0:	LEPTUJ	0:	DMNAJ	0:	CJLONDI	0:
BJDOLL	0:	HJSPATI	0:	CJPARTS	0:	LPA	0:		

CONTENTS OF CASE NUMBER 27

DATUM	7:	FLACHE	1:	POLYX	0:	VERHOEFF	0:	OPISTHO	0:
VASCAN	0:	XYSIRO	0:	CHORDE	0:	CERATHO	0:	HIRUDIS	0:
GLONERI	0:	ADENOM	0:	LOBUGLOM	0:	POLYDESH	0:	POLYCUR	0:
PORINUS	0:	MICRP	0:	LEPTUJ	0:	DMNAJ	0:	CJLONDI	0:
BJDOLL	0:	HJSPATI	0:	CJPARTS	0:	LPA	0:		

CONTENTS OF CASE NUMBER 28

DATUM	7:	FLACHE	2:	POLYX	0:	VERHOEFF	3:	OPISTHO	2:
VASCAN	0:	XYSIRO	0:	CHORDE	0:	CERATHO	0:	HIRUDIS	0:
GLONERI	0:	ADENOM	0:	LOBUGLOM	0:	POLYDESH	5:	POLYCUR	0:
PORINUS	0:	MICRP	0:	LEPTUJ	0:	DMNAJ	0:	CJLONDI	0:
BJDOLL	0:	HJSPATI	0:	CJPARTS	0:	LPA	0:		

CONTENTS OF CASE NUMBER 29

DATUM	7:	FLACHE	3:	POLYX	0:	VERHOEFF	2:	OPISTHO	4:
VASCAN	0:	XYSIRO	0:	CHORDE	0:	CERATHO	0:	HIRUDIS	0:
GLONERI	0:	ADENOM	0:	LOBUGLOM	0:	POLYDESH	0:	POLYCUR	0:
PORINUS	0:	MICRP	0:	LEPTUJ	0:	DMNAJ	10:	CJLONDI	0:
BJDOLL	0:	HJSPATI	0:	CJPARTS	0:	LPA	0:		

CONTENTS OF CASE NUMBER 30

DATUM	7:	FLACHE	6:	POLYX	0:	VERHOEFF	2:	OPISTHO	1:
VASCAN	0:	XYSIRO	0:	CHORDE	0:	CERATHO	0:	HIRUDIS	0:
GLONERI	0:	ADENOM	0:	LOBUGLOM	0:	POLYDESH	7:	POLYCUR	0:
PORINUS	0:	MICRP	0:	LEPTUJ	0:	DMNAJ	0:	CJLONDI	1:
BJDOLL	0:	HJSPATI	0:	CJPARTS	0:	LPA	0:		

CONTENTS OF CASE NUMBER 31									
DATUM	8:	FLACHE	1:	POLYX	0:	VERHOEFF	0:	DP1STHO	1:
VASCAN	0:	XYSTRO	0:	CHORDE	0:	CERATHO	0:	MIRUDIS	0:
GLOMER	0:	ADENOM	0:	LOBOGLOM	0:	POLYDESM	0:	CJLONDI	0:
POMINUS	0:	MICRO	0:	LEPTOJ	0:	DMIAJ	0:		
BJDOLL	0:	HJSPATI	0:	CJPARTS	0:	LPA	0:		
CONTENTS OF CASE NUMBER 32									
DATUM	8:	FLACHE	2:	POLYX	1:	VERHOEFF	3:	DP1STHO	3:
VASCAN	0:	XYSTRO	2:	CHORDE	0:	POLYDESM	4:	POLYCORI	0:
GLOMER	0:	ADENOM	0:	LOBOGLOM	0:	DMIAJ	0:	CJLONDI	0:
POMINUS	0:	MICRO	0:	LEPTOJ	0:	LPA	0:		
BJDOLL	0:	HJSPATI	0:	CJPARTS	0:		0:		
CONTENTS OF CASE NUMBER 33									
DATUM	9:	FLACHE	3:	POLYX	0:	VERHOEFF	3:	DP1STHO	7:
VASCAN	1:	XYSTRO	0:	CHORDE	0:	CERATHO	0:	MIRUDIS	0:
GLOMER	0:	ADENOM	0:	LOBOGLOM	0:	POLYDESM	0:	POLYCORI	0:
POMINUS	0:	MICRO	0:	LEPTOJ	0:	DMIAJ	0:	CJLONDI	0:
BJDOLL	0:	HJSPATI	0:	CJPARTS	0:	LPA	0:		
CONTENTS OF CASE NUMBER 34									
DATUM	8:	FLACHE	7:	POLYX	0:	VERHOEFF	8:	DP1STHO	1:
VASCAN	4:	XYSTRO	0:	CHORDE	0:	CERATHO	0:	MIRUDIS	3:
GLOMER	0:	ADENOM	0:	LOBOGLOM	0:	POLYDESM	0:	CJLONDI	0:
POMINUS	0:	MICRO	0:	LEPTOJ	0:	DMIAJ	0:		
BJDOLL	0:	HJSPATI	0:	CJPARTS	0:	LPA	0:		
CONTENTS OF CASE NUMBER 35									
DATUM	9:	FLACHE	1:	POLYX	0:	VERHOEFF	0:	DP1STHO	0:
VASCAN	0:	XYSTRO	0:	CHORDE	0:	CERATHO	0:	MIRUDIS	0:
GLOMER	0:	ADENOM	0:	LOBOGLOM	0:	POLYDESM	0:	POLYCORI	0:
POMINUS	0:	MICRO	0:	LEPTOJ	0:	DMIAJ	0:	CJLONDI	0:
BJDOLL	0:	HJSPATI	0:	CJPARTS	0:	LPA	0:		
CONTENTS OF CASE NUMBER 36									
DATUM	9:	FLACHE	2:	POLYX	0:	VERHOEFF	1:	DP1STHO	2:
VASCAN	0:	XYSTRO	0:	CHORDE	0:	CERATHO	0:	MIRUDIS	0:
GLOMER	0:	ADENOM	0:	LOBOGLOM	0:	POLYDESM	0:	POLYCORI	0:
POMINUS	0:	MICRO	0:	LEPTOJ	0:	DMIAJ	0:	CJLONDI	0:
BJDOLL	0:	HJSPATI	0:	CJPARTS	0:	LPA	0:		
CONTENTS OF CASE NUMBER 37									
DATUM	9:	FLACHE	3:	POLYX	0:	VERHOEFF	0:	DP1STHO	4:
VASCAN	0:	XYSTRO	0:	CHORDE	0:	CERATHO	0:	MIRUDIS	0:
GLOMER	0:	ADENOM	0:	LOBOGLOM	0:	POLYDESM	1:	POLYCORI	0:
POMINUS	0:	MICRO	0:	LEPTOJ	0:	DMIAJ	0:	CJLONDI	0:
BJDOLL	0:	HJSPATI	0:	CJPARTS	0:	LPA	0:		

CONTENTS OF CASE NUMBER 40									
DATUM	10.	FLAECHE	1.	POLYX	0.	VERHOEFF	0.	OPISTHO	0.
VASCAN	0.	XYSTRO	0.	CHORDE	0.	GERATHO	0.	HIRUDIS	0.
GLOMERI	0.	ALNCH	0.	LOBGLOM	0.	POLYDESM	0.	POLYCORI	0.
PONINUS	0.	MICHP	0.	LEPTOJ	0.	DMMAJ	0.	CJLONDI	0.
BJDOLL	0.	HJSPATI	0.	CJPARI	0.	LPA	0.		
CONTENTS OF CASE NUMBER 41									
DATUM	10.	FLAECHE	2.	POLYX	0.	VERHOEFF	6.	OPISTHO	4.
VASCAN	0.	XYSTRO	0.	CHORDE	0.	GERATHO	0.	HIRUDIS	1.
GLOMERI	0.	ALNCH	0.	LOBGLOM	0.	POLYDESM	4.	POLYCORI	0.
PONINUS	0.	MICHP	0.	LEPTOJ	0.	DMMAJ	0.	CJLONDI	0.
BJDOLL	0.	HJSPATI	0.	CJPARI	0.	LPA	0.		
CONTENTS OF CASE NUMBER 42									
DATUM	10.	FLAECHE	3.	POLYX	0.	VERHOEFF	3.	OPISTHO	1.
VASCAN	0.	XYSTRO	0.	CHORDE	0.	GERATHO	0.	HIRUDIS	0.
GLOMERI	0.	ALNCH	0.	LOBGLOM	0.	POLYDESM	0.	POLYCORI	0.
PONINUS	0.	MICHP	0.	LEPTOJ	0.	DMMAJ	0.	CJLONDI	0.
BJDOLL	0.	HJSPATI	0.	CJPARI	0.	LPA	0.		
CONTENTS OF CASE NUMBER 43									
DATUM	10.	FLAECHE	6.	POLYX	0.	VERHOEFF	0.	OPISTHO	3.
VASCAN	0.	XYSTRO	0.	CHORDE	0.	GERATHO	0.	HIRUDIS	0.
GLOMERI	0.	ALNCH	0.	LOBGLOM	0.	POLYDESM	0.	POLYCORI	0.
PONINUS	0.	MICHP	0.	LEPTOJ	0.	DMMAJ	0.	CJLONDI	0.
BJDOLL	0.	HJSPATI	0.	CJPARI	0.	LPA	0.		
CONTENTS OF CASE NUMBER 45									
DATUM	11.	FLAECHE	1.	POLYX	0.	VERHOEFF	0.	OPISTHO	0.
VASCAN	0.	XYSTRO	0.	CHORDE	0.	GERATHO	0.	HIRUDIS	0.
GLOMERI	0.	ALNCH	0.	LOBGLOM	0.	POLYDESM	0.	POLYCORI	0.
PONINUS	0.	MICHP	0.	LEPTOJ	0.	DMMAJ	0.	CJLONDI	0.
BJDOLL	0.	HJSPATI	0.	CJPARI	0.	LPA	0.		
CONTENTS OF CASE NUMBER 46									
DATUM	11.	FLAECHE	2.	POLYX	0.	VERHOEFF	2.	OPISTHO	0.
VASCAN	0.	XYSTRO	0.	CHORDE	0.	GERATHO	0.	HIRUDIS	0.
GLOMERI	0.	ALNCH	0.	LOBGLOM	0.	POLYDESM	0.	POLYCORI	0.
PONINUS	0.	MICHP	0.	LEPTOJ	0.	DMMAJ	0.	CJLONDI	0.
BJDOLL	0.	HJSPATI	0.	CJPARI	0.	LPA	0.		
CONTENTS OF CASE NUMBER 47									
DATUM	11.	FLAECHE	3.	POLYX	0.	VERHOEFF	0.	OPISTHO	1.
VASCAN	0.	XYSTRO	0.	CHORDE	0.	GERATHO	0.	HIRUDIS	0.
GLOMERI	0.	ALNCH	0.	LOBGLOM	0.	POLYDESM	0.	POLYCORI	0.
PONINUS	0.	MICHP	0.	LEPTOJ	0.	DMMAJ	0.	CJLONDI	0.
BJDOLL	0.	HJSPATI	0.	CJPARI	0.	LPA	0.		
CONTENTS OF CASE NUMBER 40									
DATUM	11.	FLAECHE	7.	POLYX	0.	VERHOEFF	1.	OPISTHO	5.
VASCAN	4.	XYSTRO	0.	CHORDE	0.	GERATHO	0.	HIRUDIS	0.
GLOMERI	0.	ALNCH	0.	LOBGLOM	0.	POLYDESM	0.	POLYCORI	2.
PONINUS	0.	MICHP	0.	LEPTOJ	0.	DMMAJ	0.	CJLONDI	0.
BJDOLL	0.	HJSPATI	0.	CJPARI	0.	LPA	0.		

CONTENTS OF CASE NUMBER 49									
DATUM	12	FLAICHE		POLYX		VERHOEFF		OPISTHO	
VASCAN	0	XVSTRO	1	CHORDE	0	GERATHO	0	HIRUDIS	0
GLORERI	0	ALOROM	0	LOBOGLOM	0	POLYUESM	0	POLYCORI	0
PONTINUS	0	HICPARI	0	LEPTOLM	0	OMMAJ	0	CJLONDI	0
EJDOLL	0	HUSPATI	3	CJPARTIS	0	LPA	0		
CONTENTS OF CASE NUMBER 50									
DATUM	12	FLAICHE		POLYX		VERHOEFF	11	OPISTHO	1
VASCAN	0	XVSTRO	0	CHORDE	0	GERATHO	0	HIRUDIS	0
GLORERI	0	ALOROM	0	LOBOGLOM	0	POLYUESM	0	POLYCORI	0
PONTINUS	0	HICPARI	0	LEPTOLM	0	OMMAJ	0	CJLONDI	0
EJDOLL	0	HUSPATI	0	CJPARTIS	0	LPA	0		
CONTENTS OF CASE NUMBER 51									
DATUM	12	FLAICHE		POLYX		VERHOEFF		OPISTHO	2
VASCAN	0	XVSTRO	0	CHORDE	0	GERATHO	0	HIRUDIS	0
GLORERI	0	ALOROM	0	LOBOGLOM	0	POLYUESM	0	POLYCORI	0
PONTINUS	0	HICPARI	0	LEPTOLM	0	OMMAJ	0	CJLONDI	0
EJDOLL	0	HUSPATI	0	CJPARTIS	0	LPA	0		
CONTENTS OF CASE NUMBER 53									
DATUM	12	FLAICHE		POLYX		VERHOEFF		OPISTHO	
VASCAN	0	XVSTRO	0	CHORDE	0	GERATHO	0	HIRUDIS	0
GLORERI	0	ALOROM	0	LOBOGLOM	0	POLYUESM	0	POLYCORI	0
PONTINUS	0	HICPARI	0	LEPTOLM	0	OMMAJ	0	CJLONDI	0
EJDOLL	0	HUSPATI	0	CJPARTIS	0	LPA	0		
CONTENTS OF CASE NUMBER 54									
DATUM	12	FLAICHE		POLYX		VERHOEFF	13	OPISTHO	6
VASCAN	0	XVSTRO	2	CHORDE	0	GERATHO	0	HIRUDIS	1
GLORERI	0	ALOROM	0	LOBOGLOM	0	POLYUESM	0	POLYCORI	0
PONTINUS	0	HICPARI	0	LEPTOLM	0	OMMAJ	0	CJLONDI	0
EJDOLL	0	HUSPATI	0	CJPARTIS	0	LPA	0		
CONTENTS OF CASE NUMBER 55									
DATUM	12	FLAICHE		POLYX		VERHOEFF		OPISTHO	
VASCAN	0	XVSTRO	0	CHORDE	0	GERATHO	0	HIRUDIS	0
GLORERI	0	ALOROM	0	LOBOGLOM	0	POLYUESM	0	POLYCORI	0
PONTINUS	0	HICPARI	0	LEPTOLM	0	OMMAJ	0	CJLONDI	0
EJDOLL	0	HUSPATI	0	CJPARTIS	0	LPA	0		
CONTENTS OF CASE NUMBER 56									
DATUM	12	FLAICHE		POLYX		VERHOEFF		OPISTHO	
VASCAN	0	XVSTRO	0	CHORDE	0	GERATHO	0	HIRUDIS	0
GLORERI	0	ALOROM	0	LOBOGLOM	0	POLYUESM	0	POLYCORI	0
PONTINUS	0	HICPARI	0	LEPTOLM	0	OMMAJ	0	CJLONDI	0
EJDOLL	0	HUSPATI	0	CJPARTIS	0	LPA	0		
CONTENTS OF CASE NUMBER 57									
DATUM	12	FLAICHE		POLYX		VERHOEFF		OPISTHO	
VASCAN	0	XVSTRO	0	CHORDE	0	GERATHO	0	HIRUDIS	0
GLORERI	0	ALOROM	0	LOBOGLOM	0	POLYUESM	0	POLYCORI	0
PONTINUS	0	HICPARI	0	LEPTOLM	0	OMMAJ	0	CJLONDI	0
EJDOLL	0	HUSPATI	0	CJPARTIS	0	LPA	0		

Lebenslauf

- 8.2.1950 geboren in Zaragoza (Spanien)
- 1956/1964 Besuch des Colegio Nuestra Sra. del Pilar (Zaragoza)
- 1964/1967 Besuch des Colegio Compania de Maria (Zaragoza)
Abschluß Bachillerato Superior (Abitur)
- 1967/1970 Studium an der Escuela Superior de Turismo (Zaragoza)
(Technische Hochschule für Touristik)
- 1971/1974 Arbeit in der Touristikbranche in verschiedenen
(Mai-Okt.) Ländern Europas und Afrikas
- 10.72-5.73 Curso Preuniversitario im Instituto Santa Maria
der Mar (Ibiza)
- 10.73-5.74 Deutsch-Sprachkurs an der Universität Bremen
- WS 74/75 Studienbeginn für das Lehramt (Biologie/Französisch)
- SS 1975 Wechsel zum Biologie-Diplomstudiengang
- SS 1980 Diplom-Abschlußprüfung an der Universität Bremen
mit den Thema "Der Einfluß von Phytolectinen auf die
Entwicklung phytopathogener und saprophytischer Pilze"
mit der Gesamtnote 1
- Okt. 1980 Beginn des Promotionsstudiums an der selben Universität
bei Prof. Dr. G. Weidemann mit dem Thema "Zur Ökologie
von *Pinus radiata*-Forsten im spanischen Baskenland:
Streu-Produktion, Streu-Abbau und Bodenmakrofauna",
gefördert durch ein dreijähriges Stipendium der
baskischen Regierung
- 1981/1983 Durchführung der experimentellen Arbeit des Forschungs-
vorhabens im Baskenland in Zusammenarbeit mit der
Universität des Baskenlandes (Bilbao)
- Nov. 1982 Sechs wöchiges Seminar über Ökologie bzw. Agrarökologie
mit Prof. Dr. R. Margalef (Spanien) bzw. Prof. Dr. A.
Noirfalise (Belgien) im Instituto Agronomico
Mediterraneo (Zaragoza)
- Nov. 1983/ Auswertung und Fertigstellung der Dissertation an der
- Nov. 1985 Universität Bremen

